É veneno ou é remédio?

agrotóxicos, saúde e ambiente

Frederico Peres
Josino Costa Moreira
(orgs.)

É veneno ou é remédio?

agrotóxicos, saúde e ambiente

Frederico Peres
Josino Costa Moreira
Organizadores

É veneno ou é remédio?

agrotóxicos, saúde e ambiente

ISBN: 85-7541-031-8

Capa, Projeto Gráfico: *Carlota Rios e Gordeeff*

Editoração Eletrônica: *Ramon Carlos de Moraes*

Revisão: *Fani Knoploch e Janaina Silva*

Supervisão Editorial: *Maria Cecilia G. B. Moreira*

Catalogação-na-fonte
Centro de Informação Científica e Tecnológica
Biblioteca Lincoln de Freitas Filho

P437v Peres, Frederico (org.)
É veneno ou é remédio? agrotóxicos, saúde s ambiente. / Frederico Peres. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2003.
384 p., ilus, tab, graf.

1.Exposição a Praguicidas 2.Uso de Praguicidas 3.Saúde Ambiental 4.Trabalhadores Rurais I.Moreira, Josino Costa (org.)

CDD - 20.ed. – 615.902

2003
EDITORA FIOCRUZ
Av. Brasil, 4036 – 1º andar – sala 112 – Manguinhos
21041-361 – Rio de Janeiro – RJ
Tels: (21) 3882-9039 / 3882-9041
Telefax: (21) 3882-9007
e-mail: editora@fiocruz.br
http://www.fiocruz.br

AUTORES

Adaelson Alves Silva

Graduação em Medicina pela Universidade Estadual de Londrina (UEL); especialização em Nefrologia pela UEL; doutorando em Saúde Coletiva pela Universidade Estadual de Campinas (Unicamp). Médico da Universidade Estadual de Maringá (UEM).
nicoletti@wnet.com.br

Ana Carolina Manna Bellasalma

Graduação em Psicologia pela Unesp/Bauru; especialização em Saúde Mental pela UEM. Psicóloga da UEM.
sec-cci@uem.br

Ana Hatagima

Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR); mestrado e doutorado em Ciências Biológicas pela Universidade de São paulo (USP). Pesquisadora visitante do Departamento de Genética do Instituto Oswaldo Cruz da Fundação Oswaldo Cruz (IOC/Fiocruz).
hatagima@gene.dbbm.fiocruz.br

Armando Meyer

Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Gama Filho (UGF); mestrado em Saúde Pública pela Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz (Ensp/Fiocruz); doutorando em Saúde Pública pela Ensp/Fiocruz. Pesquisador visitante da Duke University.
armando@duke.edu

Armi Wanderley da Nóbrega

Graduação em Engenharia Química pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE); doutorado em Química Analítica pela Indiana University. Pesquisador e membro da Diretoria do Instituto Nacional de Controle de Qualidade em Saúde da Fundação Oswaldo Cruz (INCQS/Fiocruz).
armi@incqs.fiocruz.br

Brani Rozemberg

Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Santa Úrsula (USU); mestrado em Biologia Parasitária pelo IOC/Fiocruz; doutorado em Saúde Pública pela Ensp/Fiocruz. Pesquisadora titular do Departamento de Epidemiologia do Instituto de Pesquisa Clínica Evandro Chagas da Fundação Oswaldo Cruz (Ipec/Fiocruz).
brani@ipec.fiocruz.br

Carlos Machado de Freitas
Graduação em História pela Universidade Federal Fluminense (UFF); mestrado em Engenharia de Produção pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ); doutorado em Saúde Pública pela Ensp/Fiocruz. Pesquisador associado do Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana da Ensp/Fiocruz.
carlosmf@ensp.fiocruz.br

Daniel Forsin Buss
Graduação e mestrado em Ecologia pela UFRJ. Pesquisador visitante do Departamento de Biologia do IOC/Fiocruz.
buss@centroin.com.br

Darcílio Fernandes Baptista
Graduação, mestrado e doutorado em Ciências Biológicas pela UFRJ. Pesquisador do Departamento de Biologia do IOC/Fiocruz.
darcilio@ioc.fiocruz.br

Frederico Peres (Organizador)
Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (Uerj); mestrado em Saúde Pública pela Ensp/Fiocruz; doutorando em Saúde Coletiva pela Unicamp. Pesquisador do Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana da Ensp/Fiocruz.
fperes@fiocruz.br

Gaetan Serge Dubois
Graduação em Ciências Biológicas pela USP; mestrado em Ecologia pela Universidade de Brasília (UnB). Coordenador de Licenciamento de Organismos Geneticamente Modificados/ Diretoria de Licenciamento e Qualidade AmbientaL do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama).
Gaetan.Dubois@ibama.gov.br

Henrique Vicente Della Rosa
Graduação em Farmácia pela USP; mestrado em Análises Toxicológicas pela USP; doutorado em Toxicologia pela USP. Professor da Faculdade de Ciências Farmacêuticas (FFC) da USP.
hdellarosa@toxikon.com.br

Illona Maria de Brito Sá
Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Ceará (UFCE); mestrado em Saneamento Ambiental pela UFCE; doutoranda em Ciências da Engenharia Ambiental da USP/São Carlos. Bolsista da USP/São Carlos.
illona@sc.usp.br

Jefferson José Oliveira-Silva
Graduação em Ciências Biológicas pela Uerj. Mestrado em Saúde Pública pela Ensp/Fiocruz; doutorando em Toxicologia pela USP. Professor da Universidade do Rio de Janeiro (Uni-Rio) e pesquisador do Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana da Ensp/Fiocruz.
jeffersonx@hotmail.com

Josino Costa Moreira (Organizador)
Graduação em Farmácia pela Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF); mestrado em Química pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-RJ); doutorado em Química pela Loughborough University. Tecnologista sênior do Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana da Ensp/Fiocruz e assessor da Vice-Presidência de Serviços de Referência e Ambiente (VPSRA) da Fiocruz.
josinocm@ensp.fiocruz.br

Lia Giraldo da Silva Augusto
Graduação em Medicina pela USP; mestrado em Clínica Médica pela Unicamp; doutorado em Ciências Médicas pela Unicamp. Pesquisadora adjunta do Centro de Pesquisa Aggeu Magalhães (CpqAM) da Fiocruz.
giraldo@cpqam.fiocruz.br

Magda Lúcia Felix de Oliveira
Graduação em Enfermagem pela Universidade Federal de Goiás (UFGO); mestrado em Saúde Coletiva pela UEL; doutoranda em Saúde Coletiva pela Unicamp. Professora assistente da UEM.
sec-cci@uem.br

Mariana Egler
Graduação em Ciências Biológicas pela UFRJ; mestrado em Saúde Pública pela Ensp/Fiocruz. Pesquisadora visitante do Departamento de Biologia do IOC/Fiocruz.
myegler@uol.com.br

Mauro Velho de Castro Faria
Graduação em Medicina pela Uerj; livre-docente pela Uerj. Professor titular do Departamento de Biologia Celular e Genética do Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes (Ibrag) da Uerj.
castrofaria@nitnet.com.br

Paula de Novaes Sarcinelli
Graduação em Farmácia pela UFRJ; mestrado em Farmacocinética e Metabolismo de Medicamentos pela Université de Paris XI; doutorado em Biologia Celular e Molecular pelo IOC/Fiocruz. Tecnologista sênior do Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana da Ensp/Fiocruz.
paula@ensp.fiocruz.br

Sergio Koifman
Graduação em Medicina pela Uerj; mestrado em Medicina Social pela Universidad Nacional Autonoma de México (Unam); doutorado em Medicina pela USP. Pesquisador titular do Departamento de Epidemiologia e Métodos Quantitativos em Saúde da Ensp/Fiocruz.
koifman@ensp.fiocruz.br

Sergio Rabello Alves
Graduação em Ciências Biológicas pela Uerj; mestrado em Saúde Pública pela Ensp/Fiocruz; doutorando em Saúde Pública pela Ensp/Fiocruz. Pesquisador visitante do Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana da Ensp/Fiocruz.
alvessr@hotmail.com

Tanimária Silva Lira Ballani
Graduação em Enfermagem pela UEM; especialização em Enfermagem pela UEL. Enfermeira da UEM.
sec-cci@uem.br

Yael Abreu-Villaça
Graduação em Ciências Biológicas pela Uerj; mestrado e doutorado em Biologia pela Uerj. Pesquisadora visitante da Duke University.
yael_a_v@yahoo.com.br

SUMÁRIO

PREFÁCIO

Com o lançamento desta obra, o mercado editorial brasileiro ganha mais uma importante contribuição de cientistas de diferentes instituições de pesquisa sobre os riscos do uso indiscriminado de agrotóxicos nas lavouras. Trata-se de uma abordagem interdisciplinar, tendo como foco os efeitos perniciosos desses produtos à saúde humana, ocasionados tanto pela ingestão de alimentos contaminados quanto pela exposição ocupacional a que estão sujeitos milhares de trabalhadores rurais.

Também são destacados os impactos ambientais negativos resultantes da contaminação do solo, da água e do ar, cujos efeitos se manifestam em forma e intensidade variáveis, afetando seriamente o equilíbrio dos sistemas biológicos. Outros aspectos inerentes ao problema central são pontificados ao longo dos artigos. Neste particular, ressaltam-se as contribuições metodológicas referentes a técnicas de avaliação e gerenciamento de riscos, aplicadas a populações expostas a agrotóxicos, bem como diagnósticos de percepção desses riscos e as determinações socioambientais que tornam ainda mais complexa a abordagem do tema. Somam-se a essas considerações os desafios inerentes à capacidade de articulação institucional e de gerenciamento de projetos integrados de pesquisa.

Os trabalhos aqui relatados resultam, em boa parte, de um esforço de pesquisadores do Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Eco-

logia Humana da Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz (Cesteh/Ensp/Fiocruz), que, com outros parceiros, desenvolveram um Programa Integrado de Pesquisa sobre o Destino dos Agrotóxicos em uma importante região agrícola do estado do Rio de Janeiro.

Esta obra é dividida em três partes, que se completam harmoniosamente. A primeira oferece um panorama do trinômio Agrotóxicos, Saúde e Meio Ambiente, focalizando a situação mundial, com destaque para os países em desenvolvimento, onde se inclui o Brasil. A segunda parte dedica-se à avaliação da exposição humana a agrotóxicos, apresentando experiências bem-sucedidas em Saúde e Meio Ambiente. Nela se concentram os textos que constituem desafios metodológicos, como, por exemplo, a eficácia das técnicas de avaliação de exposição humana a agrotóxicos, de avaliação ambiental a agrotóxicos e de avaliação da contaminação alimentar. Finalmente, na terceira parte, o leitor se depara com estudos relativos a perspectivas e desafios colocados pelo debate, vistos de diferentes ângulos de abordagem. A normatização de rótulos, a necessidade de um olhar interdisciplinar sobre o problema e o estabelecimento de nexo causal entre a exposição a agrotóxicos e o desenvolvimento de cânceres em seres humanos são alguns desses desafios. Contudo, o problema da comunicação rural é também colocado sob perspectiva dialógica e horizontal, fundada na interação de saberes técnicos e saberes populares, de modo a potencializar ações educativas na prevenção ao abuso de agrotóxico, e sobretudo na organização das forças sociais comunitárias para o enfrentamento dos problemas.

É Veneno ou é Remédio? certamente contribuirá para fortalecer, na sociedade civil, a consciência crítica sobre o uso indiscriminado de agrotóxicos e seus efeitos deletérios. Apesar dos avanços da legislação vigente, que estabelece normas bem definidas para registro e uso desses produtos, na verdade, os danos provocados pelas freqüentes exposições de trabalhadores rurais e consumidores de alimentos aos diversos princípios ativos dos agrotóxicos ainda são alarmantes em muitas regiões produtoras. Mais que nunca, é preciso que as organizações de pesquisa agropecuária se comprometam com uma nova matriz tecnológica que reduza a dependência de insumos químicos nos sistemas produtivos e incorporem a preocupação ambiental em suas ações de pesquisa e desenvolvimento.

Estão de parabéns os articulistas, organizadores e editores deste livro, pela oportunidade e qualidade dos textos apresentados. O aprofundamento das questões aqui levantadas servirão de alerta e estímulo à necessária mudança de hábitos e comportamento de produtores, consumidores e até mesmo de formuladores de políticas públicas com vistas ao ideal de produção e incorporação aos sistemas produtivos agropecuários de tecnologias 'limpas' que preservem a qualidade dos alimentos e o meio ambiente.

Gustavo Kauark Chianca
Diretor-Executivo da Embrapa

APRESENTAÇÃO

É Veneno ou é Remédio? – agrotóxicos, saúde e ambiente trata do complexo objeto da contaminação ambiental e humana por agrotóxicos, focalizando, em especial, o Brasil, país que, de acordo com dados recentes, é o sétimo colocado no *ranking* mundial dos países consumidores desses agentes químicos.

Antes de caracterizarmos a obra, apresentaremos a razão que nos levou ao desenvolvimento deste trabalho: a Organização Mundial da Saúde (OMS) estima que, a cada ano, entre três e cinco milhões de pessoas são contaminadas por agrotóxicos em todo o mundo. Alguns autores acreditam que esses números podem chegar a 25 milhões de trabalhadores/ano somente nos países em desenvolvimento. Independentemente de um consenso sobre o número de trabalhadores rurais acometidos pelos efeitos danosos desses produtos, é inegável a seriedade do problema, sobretudo nos países em desenvolvimento, responsáveis por aproximadamente 20% do consumo mundial de agrotóxicos e onde são localizados 70% dos casos de intoxicação.

Não obstante os dados apresentados, tal situação encontra-se, hoje, no cerne de nossas preocupações profissionais, muito em função de uma série de determinantes de ordens social, econômica e cultural que levam à manutenção dessa crise. Dentre esses fatores se incluem as práticas exploratórias de venda, o uso da comunicação como forma de subjugar populações 'leigas', a legitimação de saberes técnicos através do uso deturpado de ícones cientificistas e a vinculação do acesso aos programas de crédito rural ao uso de agrotóxicos nas lavouras.

Esta publicação apresenta, entre outros, os principais resultados do trabalho de uma equipe de pesquisadores do Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana da Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz, (Cesteh/Ensp/Fiocruz) em uma região agrícola do estado do Rio de Janeiro. Esta investigação, vinculada a um programa integrado de pesquisa sobre o destino dos agrotóxicos na região, possibilitou-nos perceber as nuances relacionadas ao trabalho com essas substâncias, assim como permitiu-nos visualizar alguns processos pelos quais as populações humanas se tornam vulneráveis à contaminação por tais agentes químicos.

Os resultados das linhas individuais de investigação já apontavam para a multiplicidade de fatores e determinantes relacionados a esse objeto de estudo, mas somente com a consolidação do programa é que foi possível entender a complexidade do objeto, que é o eixo central da presente publicação.

Na primeira parte, "Agrotóxicos, saúde e ambiente: panorama atual e dilemas", apresentam-se alguns dos principais problemas relacionados ao regime de uso indiscriminado de agrotóxicos no meio rural brasileiro. Dentre estes, podemos destacar duas questões que vêm concentrando grande parte das atenções da comunidade científica voltada para o estudo dos efeitos adversos destes compostos químicos: a exposição de crianças e adolescentes aos agrotóxicos, assim como a relação entre a exposição humana a estas substâncias e o desenvolvimento de tumores e disfunções do sistema endócrino.

Com relação à exposição de crianças e adolescentes aos agrotóxicos, este livro traz importantes contribuições para o setor saúde, seja através da compilação de dados resumidos dos principais estudos sobre o assunto, realizados na Europa e nos Estados Unidos, seja através da apresentação de um estudo realizado no estado do Rio de Janeiro, em região agrícola de intensa produtividade, onde o trabalho de crianças e adolescentes é freqüente, dada a lógica campesina que caracteriza as comunidades estudadas. Em ambos os casos, o que se constata é uma situação crítica, onde crianças e adolescentes são, freqüentemente, expostos de forma diferenciada, em relação a adultos, tanto quantitativa quanto qualitativamente, o que, devido à constituição orgânico-fisiológica deste grupo, acaba por gerar uma série de decorrências danosas à sua saúde e ao seu desenvolvimento.

Ainda em relação à exposição crônica a agrotóxicos, destacam-se, nesta primeira parte, dois fatores – o desenvolvimento de cânceres e as alterações no sistema endócrino humano (disrupção endócrina) – cujas possíveis relações vêm sendo mapeadas por diversos estudos. Entretanto, algumas lacunas ainda permanecem no entendimento dos processos pelos quais tais patologias se desenvolvem, razão da atualidade e da importância da inclusão deste tema na presente publicação.

Na segunda parte, "Metodologias de pesquisa: avanços e dilemas", são comentadas algumas abordagens teórico-metodológicas relacionadas ao monitoramento de populações e ambientes afetados por agrotóxicos. Mais do que um conjunto de metodologias, os artigos desta seção apresentam experiências inovadoras e percursos bem-sucedidos de monitoramento ambiental e humano, adequados à realidade nacional e de fácil reprodução, seja qual for a situação e/ou a região em foco.

Tais experiências, que vão desde as metodologias analíticas da exposição humana a estes agentes químicos até as estratégias integradas e participativas de avaliação e gerenciamento de riscos, apresentam soluções criativas, de baixo custo e elevada acuidade ao desafio do monitoramento de populações humanas e ambientes contaminados por agrotóxicos, entendendo este como um dos principais determinantes da qualidade de vida nos meios rural e urbano do país.

Na última parte, "Perspectivas e desafios", discutem-se desafios a serem superados no país, no que concerne ao problema da exposição humana a agrotóxicos, assim como os caminhos pelos quais se vislumbram algumas estratégias e saídas, visando à garantia da qualidade de vida das populações humanas. Problemas que vão desde a imprecisão e a submensuração dos registros de casos de intoxicação até a dificuldade de comunicação entre técnicos e agricultores no meio rural dão a dimensão da situação atual e apontam para os desafios a serem superados nas próximas décadas.

É também salientada, em um dos artigos, a importância do estabelecimento de políticas governamentais eficientes aplicadas ao problema. Sem estas, todas as estratégias aqui apresentadas perdem grande parte de sua eficácia e tendem a se constituir como iniciativas pontuais e estanques, incapazes de alterar o panorama atualmente encontrado no Brasil e na grande maioria dos países em desenvolvimento.

Não por coincidência terminamos esta terceira parte – e o livro, por conseguinte, – abordando a importância e a necessidade da construção de estratégias educativas adequadas às realidades dos grupos populacionais específicos relacionados ao problema que é o objeto principal desta obra. Sem estas iniciativas, qualquer abordagem sobre o tema, por mais completa e adequada que seja, tende a ficar no âmbito do assistencialismo imediato. Entendemos que somente através de políticas educativas continuadas e participativas será possível sonhar com a autonomia destes grupos, revertendo assim o panorama da saúde das populações que, a cada ano, mais e mais se expõem aos efeitos nocivos dos agrotóxicos.

Os Organizadores

PARTE I

Agrotóxicos, saúde e ambiente: panorama atual e dilemas

1

AGROTÓXICOS, SAÚDE E AMBIENTE: uma introdução ao tema

Frederico Peres
Josino Costa Moreira
Gaetan Serge Dubois

INTRODUÇÃO

Agrotóxicos, defensivos agrícolas, pesticidas, praguicidas, remédios de planta, veneno. Essas são algumas das inúmeras denominações relacionadas a um grupo de substâncias químicas utilizadas no controle de pragas (animais e vegetais) e doenças de plantas (Fundacentro, 1998). São utilizados nas florestas nativas e plantadas, nos ambientes hídricos, urbanos e industriais e, em larga escala, na agricultura e nas pastagens para a pecuária, sendo também empregados nas campanhas sanitárias para o combate a vetores de doenças.

Tão extensa quanto a lista de efeitos nocivos dos agrotóxicos à saúde humana é a discussão sobre a nomenclatura correta dessa gama de produtos, a qual, de acordo com os interesses de grupo (ou grupos) envolvido(s), pode dar-lhes conotações muitas vezes opostas ao sentido real.

A legislação brasileira, até a Constituição de 1988 (publicada em 1989), tratava esse grupo de produtos químicos por defensivos agrícolas, denominação que, pelo seu próprio significado, excluía todos os agentes utilizados nas campanhas sanitárias urbanas. Fazia parte da Portaria 3.214 de 8 de junho de 1978, que aprova as Normas Regulamentadoras (NRs) relativas à Segurança e Medicina do Trabalho, especificamente da Norma Regulamentadora Rural nº 5 (NRR 5), que trata da utilização de produtos químicos no trabalho rural. A mesma Norma, alterada durante o processo Cons-

tituinte, passa a tratar, a partir da data de sua promulgação, esse grupo de produtos químicos por agrotóxicos. (Lei Federal nº 7.802, de 11 de julho de 1989, atualmente regulamentada pelo Decreto 4.074, de 4 de janeiro de 2002. O Decreto 4.074/02 revogou o Decreto 98.816, de 11 de janeiro de 1990, que regulamentou primeiramente a Lei de Agrotóxicos.)

Assim, a NRR 5 acompanha a mencionada Lei Federal e passa à regulamentação dos agrotóxicos, ali definidos da seguinte maneira:

> Entende-se por agrotóxicos as substâncias, ou mistura de substâncias, de natureza química quando destinadas a prevenir, destruir ou repelir, direta ou indiretamente, qualquer forma de agente patogênico ou de vida animal ou vegetal, que seja nociva às plantas e animais úteis, seus produtos e subprodutos e ao homem.

Tal definição já evidencia a capacidade desses agentes de destruir vida animal ou vegetal, característica que fica completamente mascarada em uma denominação de caráter positivo como a de "defensivos agrícolas". Segundo o grupo de pós-graduação em Agroecologia da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, em reportagem publicada no jornal informativo do Conselho Regional de Química, da Terceira Região:

> O termo defensivo agrícola carrega uma conotação errônea de que as plantas são completamente vulneráveis a pragas e doenças, e esconde os efeitos negativos à saúde humana e ao meio ambiente. O termo agrotóxico é mais ético, honesto e esclarecedor, tanto para os agricultores como para os consumidores. (Informativo CRQ III, 1997)

Ainda de acordo com a reportagem, esse tipo de denominação favorece os interesses do capital estrangeiro, expandindo seus domínios e criando mecanismos (meios/estudos/pesquisas) que corroborem a necessidade da utilização de tais produtos:

> O capital estrangeiro se beneficia do uso de insumos vendidos, principalmente, para países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento, como é o caso do Brasil, que tem um governo atrelado a esse capital, tornando nossa agricultura altamente dominada. Esse domínio é refletido nas pesquisas agrícolas, que priorizam estudos voltados para viabilizar a adoção desses insumos. (Informativo CRQ III, 1997)

Como seria de se esperar, a mudança do termo "defensivos agrícolas" para "agrotóxicos" foi conseguida após muita negociação política, em que se destacou o papel da sociedade civil organizada em sindicatos rurais, coo-

perativas de produtores rurais e de outros grupos que representaram o interesse do usuário/consumidor contra esse *lobby*. Essa terminologia teve uma aceitação muito grande por parte dos comerciantes e fabricantes de tais insumos, principalmente pela conotação positiva que conferia aos agrotóxicos (um agente que vai 'defender' a sua lavoura 'indefesa' das pragas que poderiam acometê-la).

Na literatura internacional em língua inglesa, o grupo de substâncias/produtos químicos aqui definido como agrotóxico recebe a denominação de pesticida (*pesticide*). O termo "agroquímico" – o mais próximo de agrotóxico encontrado em literatura de língua inglesa (*agrochemicals*) e, em menor escala, também na língua portuguesa – engloba um número maior de produtos, como os fertilizantes e adubos inorgânicos. Portanto, não representa o real sentido do termo agrotóxico, que indica não apenas a sua finalidade de uso, mas também o caráter prejudicial destas substâncias, visualizado no radical "tóxico".

A denominação pesticidas, mantida pelo forte *lobby* da indústria química internacional, também reforça o caráter positivo do termo (pesticida, produto que mata – somente – as pestes) e cai como uma luva ao ratificar seus interesses através da consolidação de tais produtos como insumos indispensáveis (segundo profissionais ligados a esses setores produtivos) ao processo de produção rural. Na literatura de língua espanhola, tais produtos são tratados por "praguicidas" (*plaguicidas*), com clara associação à denominação de pesticidas.

No campo, esses insumos são amplamente conhecidos por "veneno" ou "remédio", questão presente no título desta publicação, e que está relacionada não somente à forma pela qual os agrotóxicos são denominados pelos trabalhadores rurais (que os chamam ora de veneno, ora de remédio), mas também a uma desconfiança histórica, evidenciada no campo e extrapolada para a sociedade em geral, sobre o papel de tais produtos na vida e no trabalho rural, na mesa dos consumidores e na saúde ambiental e qualidade de vida destas e das gerações futuras.

O termo "remédio" tem origem no discurso de vendedores e técnicos ligados à indústria, que tratavam os agrotóxicos por "remédio de plantas", quando da implantação deles no mercado brasileiro, por volta da década de 60. Já o termo "veneno" deriva da experiência concreta do trabalhador rural (e, em nossa opinião, constitui a mais digna e acurada denominação para tais

produtos), que, desde o início da utilização dos agrotóxicos no meio rural, vem observando, além de seus efeitos previstos – matar pragas –, também seus efeitos nocivos à saúde humana e animal (por exemplo, morte de peixes, roedores, animais domésticos etc.).

Nesta publicação, optou-se por utilizar a denominação constante da legislação brasileira – agrotóxicos – por considerarmos que esse termo engloba o maior número de características necessárias à descrição das substâncias que formam tal universo, além de ser mais transparente e dotado de conotação ética para o leitor, o usuário e o consumidor dos produtos "tratados".

Segundo a Food and Agriculture Organization (FAO), Programa da Organização das Nações Unidas (ONU) responsável pelas áreas de agricultura e alimentação, os agrotóxicos são definidos como:

> qualquer substância, ou mistura de substâncias, usadas para prevenir, destruir ou controlar qualquer praga – incluindo vetores de doenças humanas e animais, espécies indesejadas de plantas ou animais, causadoras de danos durante (ou interferindo na) a produção, processamento, estocagem, transporte ou distribuição de alimentos, produtos agrícolas, madeira e derivados, ou que – ou que deva ser administrada para o controle de insetos, aracnídeos e outras pestes que acometem os corpos de animais de criação. (FAO, 2003)

De acordo com a Lei Federal nº 7.802, em seu Artigo 2, Inciso I, que trata sobre esse grupo de substâncias/agentes no país:

> Agrotóxicos e afins são os produtos e os componentes de processos físicos, químicos ou biológicos destinados ao uso no setor de produção, armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas nativas ou implantadas e de outros ecossistemas e também em ambientes urbano, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora e da fauna, a fim de preservá-la da ação danosa de seres vivos considerados nocivos, bem como substâncias e produtos empregados como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores do crescimento.

Os agrotóxicos englobam uma vasta gama de substâncias químicas – além de algumas de origem biológica – que podem ser classificadas de acordo com o tipo de praga que controlam, com a estrutura química das substâncias ativas e com os efeitos à saúde humana e ao meio ambiente (Agrofit, 1998). Os agrotóxicos e os produtos veterinários, utilizados para combater

pragas ou doenças de plantas e de animais, respectivamente, são regulamentados e tratados separadamente na legislação brasileira, apesar de utilizarem muitas vezes, em suas formulações, o mesmo ingrediente ativo.

O Quadro 1 apresenta um sumário dos principais agrotóxicos empregados mundialmente, de acordo com o tipo de praga que controla e com o grupo químico a que pertencem.

Quadro 1 – Principais categorias de agrotóxicos quanto à natureza da praga combatida e ao grupo químico a que pertencem

Classificação quanto à natureza da praga controlada	Classificação quanto ao grupo químico	Exemplos (produto/substâncias/agentes)
Inseticidas (controle de insetos)	Inorgânicos	Fosfato de alumínio, arsenato de cálcio
	Extratos vegetais	Óleos vegetais
	Organoclorados	Aldrin,* DDT,* BHC*
	Organofosforados	Fenitrotion, Paration, Malation, Metil-paration
	Carbamatos	Carbofuran, Aldicarb, Carbaril
	Piretróides sintéticos Microbiais	Deltametrina, Permetrina *Bacillus thuringiensis*
Fungicidas (combate aos fungos)	Inorgânicos	Calda Bordalesa, enxofre
	Ditiocarbamatos	Mancozeb, Tiram, Metiram
	Dinitrofenóis	Binapacril
	Organomercuriais Antibióticos Trifenil estânico Compostos Formilamina	Acetato de fenilmercúrio Estreptomicina, Ciclo-hexamida Duter, Brestam Triforina, Cloraniformetam
	Fentalamidas	Captafol, Captam
Herbicidas (combate às plantas invasoras)	Inorgânicos	Arsenito de sódio, cloreto de sódio
	Dinitrofenóis	Bromofenoxim, Dinoseb, DNOC
	Fenoxiacéticos	CMPP, 2,4-D, 2,4,5-T
	Carbamatos	Profam, Cloroprofam, Bendiocarb
	Dipiridilos	Diquat, Paraquat, Difenzoquat
	Dinitroanilinas	Nitralin, Profluralin
	Benzonitrilas	Bromoxinil, Diclobenil
	Glifosato	Round-up
Desfoliantes (combate às folhas indesejadas)	Dipiridilos	Diquat, Paraquat
	Dinitrofenóis	Dinoseb, DNOC
Fumigantes (combate às bactérias do solo)	Hidrocarbonetos halogenados	Brometo de metila, cloropicrina
	Geradores de Metil-isocianato	Dazomet, Metam
	-	Formaldeídos

Quadro 1 – Principais categorias de agrotóxicos quanto à natureza da praga combatida e ao grupo químico a que pertencem (continuação)

Classificação quanto à natureza da praga controlada	Classificação quanto ao grupo químico	Exemplos (produto/substâncias/agentes)
Rodenticidas/Raticidas (combate aos roedores/ratos)	Hidroxicumarinas	Cumatetralil, Difenacum
	Indationas	Fenil-metil-pirozolona, pindona
Moluscocidas (combate aos moluscos)	Inorgânicos (aquáticos)	Sulfato de cobre
	Carbamatos (terrestres)	Aminocarb, Metiocarb, Mexacarbato
Nematicidas (combate aos nematóideos)	Hidrocarbonetos halogenados	Dicloropropeno, DD
	Organofosforados	Diclofention, Fensulfotion
Acaricidas (combate aos ácaros)	Organoclorados	Dicofol, Tetradifon
	Dinitrofenóis	Dinocap, Quinometionato

*Proibidos em vários países e no Brasil.
Fonte: WHO, 1990; OPS/WHO, 1996 – apud Peres, 1999.

O PROCESSO DE REGISTRO E AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE AGROTÓXICOS

O registro dos agrotóxicos nas instituições governamentais competentes (Ministérios da Agricultura, Meio Ambiente e Saúde) constitui-se no instrumento básico do processo de controle governamental sobre essas substâncias/produtos, visando à importação, exportação, produção, transporte, armazenamento, comercialização e uso.

Trata-se de uma etapa obrigatória em vários países com a finalidade de maximizar os benefícios para o usuário e minimizar os riscos à saúde humana e ambiental. Assim, os órgãos governamentais envolvidos no processo de registro têm a incumbência de avaliar as características agronômicas, toxicológicas e ecotoxicológicas de cada substância/produto, como também de estabelecer as restrições e recomendações de uso necessárias para uma maior segurança na utilização dos agrotóxicos.

Além disso, a expectativa da sociedade é de que a aprovação do registro de um agrotóxico signifique o reconhecimento e a garantia de que o produto, quando utilizado da maneira recomendada, esteja dentro dos limites de segurança aceitos para a saúde e o ambiente.

É importante salientar que o registro é um processo decisivo no qual se devem avaliar cientificamente a qualidade e a pertinência dos resultados e

das conclusões apresentados, os quais, em última instância, devem envolver uma análise do risco-benefício, que demanda uma visão e um conhecimento integrados dos aspectos toxicológicos, ecotoxicológicos e agronômicos, orientados para um maior interesse social.

Nesse contexto, a avaliação dos possíveis efeitos adversos à saúde humana (os agudos e principalmente os crônicos) e ao ambiente deve ser de fundamental importância para a concessão ou não do registro. Isto porque, embora a eficácia agronômica possa ser facilmente comprovada pelo próprio usuário – resultando, naturalmente, em uma maior ou menor aceitação do produto –, os danos à saúde humana e ao ambiente, na maioria dos casos, não o são.

Para obtenção do registro no Brasil, até 1989, os agrotóxicos eram submetidos apenas às avaliações toxicológica e de eficácia agronômica. Após a regulamentação da Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, pelo Decreto nº 98.816, de 11 de janeiro de 1990, passaram a ser exigidas também a avaliação e a classificação do potencial de periculosidade ambiental.

Segundo a atual legislação, compete ao Ministério da Agricultura e Abastecimento realizar a avaliação da eficácia agronômica, ao Ministério da Saúde executar a avaliação e classificação toxicológica e ao Ministério do Meio Ambiente, por meio do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), avaliar e classificar o potencial de periculosidade ambiental. Os órgãos estaduais e do Distrito Federal, dentro de sua área de competência, devem realizar o controle e a fiscalização da comercialização e uso desses produtos na sua jurisdição.

A avaliação ambiental, a cargo do Ibama, é baseada em documentação fornecida pelas empresas interessadas no registro, compreendendo estudos e testes realizados por laboratórios nacionais e estrangeiros, e em informações complementares. São levados também em consideração outros dados obtidos da literatura e de banco de dados especializados.

A avaliação e a classificação do potencial de periculosidade ambiental de um agrotóxico é baseada em estudos físico-químicos, toxicológicos e ecotoxicógicos, que fundamentam qualquer alteração, restrição, concessão ou não do registro. Assim, é importante que esses estudos tenham sido conduzidos de acordo com as Boas Práticas de Laboratórios (Portaria Conjunta Ibama-Inmetro, nº 66 de 17 de junho de 1997), assegurando uma avaliação e classificação ambiental mais consistentes desses produtos.

Para a avaliação dos possíveis efeitos ambientais, as empresas interessadas devem apresentar ao Ibama informações sobre as propriedades físico-químicas das substâncias presentes naquele produto, os resultados de testes ou estudos sobre mobilidade e persistência em solos brasileiros, fotólise, hidrólise, testes de toxicidade aguda e crônica realizados com diferentes organismos não-alvos (microorganismos, minhoca, algas, peixes, abelhas, aves e mamíferos), além dos resultados dos estudos de bioconcentração em peixes e do potencial mutagênico, teratogênico e carcinogênico do produto.

De acordo com esses parâmetros, os agrotóxicos são classificados, quanto à periculosidade ambiental, em classes que variam de I a IV: produtos impeditivos de obtenção de registro, produtos altamente perigosos ao meio ambiente (Classe I); produtos muito perigosos ao meio ambiente (Classe II); produtos perigosos ao meio ambiente (Classe III); e produtos pouco perigosos ao meio ambiente (Classe IV).

A classificação dos agrotóxicos em função dos efeitos à saúde, decorrentes da exposição humana a esses agentes, pode resultar em diferentes classes toxicológicas, sumarizadas no Quadro 2. Essa classificação obedece ao resultado de testes ou estudos realizados em laboratórios, que tentam estabelecer a dosagem letal (DL) do agrotóxico em 50% dos animais utilizados naquela concentração.

Quadro 2 – Classificação dos agrotóxicos de acordo com os efeitos à saúde humana

Classe toxicológica	Toxicidade	DL_{50}	Faixa colorida
I	extremamente tóxico	≤ 5 mg/kg	vermelha
II	altamente tóxico	entre 5 e 50 mg/kg	amarela
III	medianamente tóxico	entre 50 e 500 mg/kg	azul
IV	pouco tóxico	entre 500 e 5.000 mg/kg	verde
-	muito pouco tóxico	acima de 5.000 mg/kg	-

Fonte: WHO, 1990; OPS/WHO, 1996 – apud Peres, 1999.

A legislação brasileira prevê a proibição de registro de agrotóxicos e, conforme o estabelecido no Artigo 3º, § 6, essa proibição pode ocorrer nas seguintes situações: 1) para os quais o Brasil não disponha de métodos para a desativação de seus componentes; 2) para os quais não haja antídoto ou tratamento eficaz no país; 3) que revelem características teratogênicas, carcinogênicas ou mutagênicas; 4) que provoquem distúrbios para hormonais

e danos ao aparelho reprodutor; 5) que se revelem mais perigosos para o homem do que os testes de laboratório, com animais, tenham podido demostrar; e 6) cujas características causem danos ao meio ambiente.

Conforme previsto no Decreto 4.074/02, deverá ser adotada no Brasil a avaliação de riscos ambientais dos agrotóxicos, por ser o procedimento mais adequado, uma vez que é o resultado do julgamento de sua periculosidade em função da exposição. A periculosidade está associada com a potencialidade da substância, a exemplo da toxicidade aguda e crônica, bioacumulação etc., ao passo que a exposição está associada com a quantidade da substância e também com as condições de uso e de distribuição no ambiente.

As condições técnicas necessárias para avaliar o risco de agrotóxicos são mais exigentes do que as utilizadas para avaliar o potencial de periculosidade ambiental. Para sua implementação e execução no país, é fundamental que os órgãos responsáveis e envolvidos no registro possuam equipes técnicas multidisciplinares, com conhecimento das características intrínsecas dos produtos e experiência na realização e na interpretação dos testes e estudos mencionados anteriormente, como também, acesso constante a dados e informações atualizadas.

Um aspecto importante do registro dos agrotóxicos é a avaliação do conteúdo e da forma de apresentação dos dizeres do rótulo e da bula, que servem para comunicar aos usuários sua aplicabilidade e também as advertências e recomendações sobre os problemas mais graves e importantes identificados durante as fases de desenvolvimento do produto. Devem estar presentes no rótulo e na bula todas as advertências pertinentes (algumas são padronizadas) quanto aos efeitos sobre a saúde humana ou ambiental. Por exemplo, quando o resultado do teste de toxicidade aguda para abelhas demonstrar que o produto é altamente perigoso (Classe I), o rótulo deverá trazer uma advertência semelhante à seguinte: "Este produto é ALTAMENTE TÓXICO para abelhas, podendo afetar outros insetos benéficos. Não aplique o produto no período de maior visitação das abelhas."

Segundo a legislação brasileira, os produtos formulados só podem ser comercializados por meio do receituário agronômico prescrito por profissionais habilitados. O rótulo e a bula podem auxiliá-los nessa função, indicando o uso adequado e instruindo como diminuir os impactos adversos ao meio ambiente e à saúde humana.

Apesar do cumprimento dessa legislação, a maioria das informações contidas em rótulos e bulas de produtos agrotóxicos não é inteligível para

os usuários, sobretudo os trabalhadores rurais, como será demonstrado em outros artigos desta coletânea. Tal fato é de extrema importância para o entendimento do processo que resulta na contaminação de milhões de trabalhadores, ano a ano, por essas substâncias.

Outra atividade importante no controle dos agrotóxicos desenvolvida pelo Ibama é a verificação dos teores de impurezas tóxicas (dioxinas, nitrossaminas, DDT e seus isômeros etc.) e da composição quali-quantitativa dos produtos. A verificação dos teores de impurezas tóxicas é realizada por meio da avaliação das análises do teor de impurezas, das informações sobre produção/importação prestadas pelas empresas registrantes e de ações de fiscalização.

A UTILIZAÇÃO DE AGROTÓXICOS NO PAÍS

Desde a década de 50, quando se iniciou a chamada 'revolução verde', foram observadas profundas mudanças no processo tradicional de trabalho agrícola, bem como em seus impactos sobre o ambiente e a saúde humana. Novas tecnologias, muitas delas baseadas no uso extensivo de agentes químicos, foram disponibilizadas para o controle de doenças, aumento da produtividade e proteção contra insetos e outras pragas.

Não se pode negar o crescimento, em termos de produtividade, proporcionado pela difusão de tais tecnologias no campo (Moreira et al., 2002). Entretanto, essas novas facilidades não foram acompanhadas pela implementação de programas de qualificação da força de trabalho, sobretudo nos países em desenvolvimento, expondo as comunidades rurais a um conjunto de riscos ainda desconhecidos, originado pelo uso extensivo de um grande número de substâncias químicas perigosas e agravado por uma série de determinantes de ordem social (Peres, 1999; Peres et al., 2001). Além disso, as mudanças no processo produtivo e o implemento tecnológico de uma maneira geral podem estar, também, associados à exclusão e marginalização dos trabalhadores rurais que não têm acesso a tais mudanças, levando a uma inserção na economia de mercado desfavorável e injusta e, ainda, favorecendo o surgimento de novas injúrias à saúde e à segurança do homem do campo (Peres et al., 2001).

Dentro desse contexto, os agrotóxicos aparecem como importante exemplo dessa (triste) realidade. A Organização Mundial da Saúde estima que, a cada ano, entre três e cinco milhões de pessoas são contaminadas por agrotóxicos em todo o mundo (Jeyaratnam, 1990; ILO, 1997). Alguns autores acredi-

tam que tais números podem chegar a 25 milhões de trabalhadores/ano somente nos países em desenvolvimento (Jeyaratnam, 1990; Levien & Doull, 1993). É inegável a seriedade do problema, sobretudo nos países em desenvolvimento, responsáveis por aproximadamente 20% do consumo mundial de agrotóxicos e onde estão localizados 70% dos casos de intoxicação (ILO, 1997).

Entre 1883 e 1997, os gastos mundiais com agrotóxicos aumentaram de 20 para 34 bilhões de dólares/ano (Yuldeman et al., 1998). A América Latina foi a região do planeta onde se observou um maior aumento no consumo desses produtos (aproximadamente 120%). Isto ocorreu, principalmente, por causa da influência do Brasil, que, no período, aumentou seus gastos na aquisição desses insumos de 1 para 2,2 bilhões de dólares/ano (entre 1964 e 1991, o consumo de agrotóxicos aumentou 276,2%, em relação a um aumento de 76% na área plantada – MMA, 2000).

Dados da FAO mostram que, somente no ano de 1997, o país gastou US$ 211,902 milhões na importação de agrotóxicos, aproximadamente 40 vezes mais do que há 35 anos (1964, US$ 5,122 milhões), época em que esses produtos começaram a surgir no mercado nacional. Isso equivale à metade do gasto de toda a América Latina (FAO, 2003).

De acordo com o Sindag (apud Anvisa, 2002), em 2001, o Brasil consumiu 328.413 toneladas de agrotóxicos. Considerando o consumo dos dez principais países consumidores desses produtos (que representam 70% do mercado mundial), o Brasil aparece em 7º lugar no *ranking*, com os estados de São Paulo, Paraná e Minas Gerais contribuindo com aproximadamente 50% do montante total utilizado no país (Anvisa, 2002).

Tal situação tem antecedentes históricos importantes. A utilização de agrotóxicos no Brasil tem origem, basicamente, no período de 1960-70, quando no campo constatava-se um progressivo processo de automação das lavouras, com o implemento de maquinário e utilização de produtos agroquímicos no processo de produção. Isso foi estimulado, sobretudo, pela implementação do Sistema Nacional de Crédito Rural (SNCR), que vinculava a concessão de empréstimos aos produtores à fixação de um percentual a ser gasto com agrotóxicos, considerados, então, símbolo da modernidade no campo (Peres, 1999).

Estimuladas pelos benefícios das políticas de importação, as grandes indústrias químicas multinacionais começam a visualizar a América Latina, e, sobretudo, o Brasil, como um novo e crescente mercado para os seus produtos (La Dou, 1994). No final da década de 70, observou-se a comerci-

alização dos primeiros produtos agrotóxicos em larga escala, com disponibilidade de estoque e consumo. Na segunda metade da década de 80, temos um massivo aporte de tais produtos, devido à implantação de alguns desses segmentos produtivos no parque industrial sul-sudeste brasileiro.

Na primeira metade da década de 80, nos países do então chamado Primeiro Mundo (desenvolvidos), os efeitos nocivos dos agrotóxicos começam a ser descritos por vários autores (Davies et al., 1980; Kearney, 1980; Pimentel et al., 1980; Baetjer, 1983; Kaloyanova, 1983; Kagan, 1985). Logo, uma série de políticas restritivas começou a ser implementada nesses países, preconizando a redução da utilização/produção de certos produtos (como os agrotóxicos organofosforados e os herbicidas) e a proibição de outros (como os agrotóxicos organoclorados) (WHO, 1990). A implantação dessas políticas resultou numa verdadeira 'fuga' das indústrias químicas multinacionais para os países do então chamado Terceiro Mundo (sobretudo os países hoje em desenvolvimento – La Dou, 1994).

Atualmente, existem somente no Brasil 7 grandes indústrias (multinacionais) produtoras de agrotóxicos, com 397 ingredientes ativos divididos em 1.854 produtos comerciais (Agrofit, 1998).

Dentro desse contexto, o Sistema Nacional de Informações Tóxico-Famacológicas registrou, no ano de 2000, aproximadamente 8.000 casos de intoxicações por agrotóxicos (Sinitox, 2003). O Ministério da Saúde estima que, para cada caso notificado, existam hoje outros 50 não notificados, o que elevaria esse número para aproximadamente 400.000.[1]

OS AGROTÓXICOS E A SAÚDE HUMANA

Os agrotóxicos, como visto, são constituídos por uma grande variedade de substâncias químicas ou produtos biológicos. São produtos desenvolvidos para matar, exterminar, combater, dificultar a vida (muitos atuam sobre processos específicos, como os reguladores do crescimento). Assim, por atuarem sobre processos vitais, em sua maioria, esses venenos têm ação sobre a constituição física e a saúde do ser humano (EPA, 1985).

Os efeitos sobre a saúde podem ser de dois tipos: 1) efeitos agudos, ou aqueles resultantes da exposição a concentrações de um ou mais agentes

[1] Comunicação pessoal (Ministério da Saúde, Secretaria de Políticas de Saúde, 2003).

tóxicos capazes de causarem dano efetivo aparente em um período de 24 horas; 2) efeitos crônicos, ou aqueles resultantes de uma exposição continuada a doses relativamente baixas de um ou mais produtos.

Os efeitos agudos são aqueles mais visíveis, que aparecem durante ou após o contato da pessoa com o produto e apresentam características bem marcantes. No caso dos agrotóxicos, essas características podem ser espasmos musculares, convulsões, náuseas, desmaios, vômitos e dificuldades respiratórias (OPS, 1996). Já os efeitos de uma exposição crônica podem aparecer semanas, meses, anos ou até mesmo gerações após o período de uso/contato com tais produtos, sendo, portanto, mais difíceis de identificação. Em muitos casos podem até ser confundidos com outros distúrbios, ou simplesmente não relacionados ao agente causador (nexo-causal).

No Quadro 3, apresenta-se um sumário dos principais efeitos agudos e crônicos causados pela exposição aos principais agrotóxicos disponíveis, de acordo com a praga que controlam e o grupo químico ao qual pertencem.

Quadro 3 – Efeitos da exposição aos agrotóxicos

Classificação quanto à praga que controla	Classificação quanto ao grupo químico	Sintomas de intoxicação aguda	Sintomas de intoxicação crônica
Inseticidas	Organofosforados e carbamatos	- Fraqueza - Cólicas abdominais - Vômitos - Espasmos musculares - Convulsões	- Efeitos neurotóxicos retardados - Alterações cromossomiais - Dermatites de contato
	Organoclorados	- Náuseas - Vômitos - Contrações musculares involuntárias	- Lesões hepáticas - Arritmias cardíacas - Lesões renais - Neuropatias periféricas
	Piretróides sintéticos	- Irritações das conjuntivas - Espirros - Excitação - Convulsões	- Alergias - Asma brônquica - Irritações nas mucosas - Hipersensibilidade
Fungicidas	Ditiocarbamatos	- Tonteiras - Vômitos - Tremores musculares - Dor de cabeça	- Alergias respiratórias - Dermatites - Doença de Parkinson - Cânceres
	Fentalamidas		- Teratogêneses

Quadro 3 – Efeitos da exposição aos agrotóxicos – (continuação)

Classificação quanto à praga que controla	Classificação quanto ao grupo químico	Sintomas de intoxicação aguda	Sintomas de intoxicação crônica
Herbicidas	Dinitrofenóis e pentaclorofenol	- Dificuldade respiratória - Hipertermia - Convulsões	- Cânceres (PCP – formação de dioxinas) - Cloroacnes
	Fenoxiacéticos	- Perda do apetite - Enjôo - Vômitos - Fasciculação muscular	- Indução da produção de enzimas hepáticas - Cânceres - Teratogênese
	Dipiridilos	- Sangramento nasal - Fraqueza - Desmaios - Conjuntivites	- Lesões hepáticas - Dermatites de contato - Fibrose pulmonar

Fonte: WHO, 1990; OPS/WHO, 1996 – apud Peres, 1999.

Os inseticidas da classe dos organofosforados, bem como os carbamatos atuam no organismo humano inibindo um grupo de enzimas denominadas colinesterases. Essas enzimas atuam na degradação da acetilcolina, um neurotransmissor responsável pela transmissão dos impulsos no sistema nervoso (central e periférico). Uma vez inibida, essa enzima não consegue degradar a acetilcolina, ocasionando um distúrbio chamado de crise colinérgica, principal responsável pelos sintomas observados nos eventos de intoxicação por estes produtos.[2]

Vários distúrbios do sistema nervoso foram associados à exposição aos agrotóxicos organofosforados, principalmente aqueles ligados à neurotoxicidade desses produtos, observados através de efeitos neurológicos retardados.

Os inseticidas da classe dos organoclorados têm como uma de suas principais características a capacidade de acumular-se nas células gordurosas no organismo humano e no dos animais (o que pode vir a determinar uma série de efeitos indesejados à saúde). Além disso, os organoclorados são muito estáveis e podem persistir nos organismos e no ambiente por até trinta anos (OPS, 1996).

---

[2] Na presença de agrotóxicos organofosforados, ou carbamatos, as enzimas que degradam a acetilcolina, chamadas de colinesterases (enzimas 'quebradoras' de acetilcolina) ficam inibidas, impedindo que o estímulo nervoso seja cessado, acarretando uma série de distúrbios, como contrações musculares involuntárias, convulsões e outras neuropatias (doenças do sistema nervoso)

Devido a essas características, os inseticidas organoclorados podem se acumular ao longo da cadeia alimentar (posicionando-se na gordura de peixes, bois, aves, e outros animais e no leite materno, assim como em plantas, frutos e água que tenham sido expostas a essas substâncias), criando um problema ecológico e de saúde pública.

A acumulação dos agrotóxicos organoclorados ao longo da cadeia alimentar leva a um fenômeno ecológico chamado de biomagnificação, que é o aumento das concentrações de uma determinada substância de acordo com o aumento do nível trófico (nível que um ser vivo ocupa na cadeia alimentar) (Begon et al., 1990). Em um estudo realizado em Clear Lake, na Califórnia, observou-se que a concentração de DDD (um metabólito do DDT) aumentava de acordo com o nível trófico dos organismos estudados. Assim, a concentração, que na água era de 0,02 ppm (partes por milhão), chegava a 5,3 ppm no plâncton (microorganismos da superfície do lago), 10 ppm em peixes pequenos (que se alimentavam deste plâncton), 1.500 ppm em peixes carnívoros e 1.600 ppm em patos (Flint & van der Bosch, 1981). Inúmeros outros exemplos desse tipo são relatados na literatura científica.

Por todos os motivos apresentados, vários inseticidas organoclorados têm tido o uso restringido, e até mesmo proibido, como no caso do DDT, talvez seu representante mais famoso (é derivado do seu nome o termo "dedetização" – o controle químico de insetos em residências – que inicialmente era realizado com o DDT).

Agrotóxicos de vários tipos têm sido correlacionados com efeitos reprodutivos em animais e outros têm atividade redutora da fecundidade em humanos. Outros ainda, como o Mancozeb e o Amitrol, possuem atividade inibidora da tireóide e os herbicidas triazínicos estão associados ao aparecimento de alguns tipos de cânceres hormônio-dependentes (Cocco, 2002)

O aumento na incidência de câncer entre trabalhadores rurais e pessoal envolvido nas campanhas sanitárias, no final da década de 80, levou ao estudo mais detalhado sobre a interação dos agrotóxicos com o organismo humano no surgimento desses tumores, entre outras disfunções de base celular. Inseticidas, fungicidas, herbicidas, entre outros, foram submetidos a diversos experimentos em animais, do tipo dose-resposta, acompanhados da avaliação de uma série de grupos populacionais possivelmente expostos aos efeitos destes produtos (Doll & Peto, 1981; Iarc, 1988; WHO, 1990; Koifman, 1995).

Foram detectadas evidências de que os herbicidas fenoxiacéticos seriam promotores de carcinogênese (processo de constituição de um câncer) em seres humanos (WHO, 1990), devido à presença de dioxinas como 'impurezas' na sua composição (OPS, 1996). Essas evidências foram corroboradas com a alta incidência de cânceres entre os veteranos da guerra do Vietnã, expostos ao chamado "agente laranja" (mistura de dois compostos fenoxiacéticos, o 2,4 D e o 2,4,5 T), usado como desfoliante (abria clareiras nas selvas fechadas da região) nessa guerra (OPS, 1996).

Os ditiocarbamatos também são considerados potenciais agentes carcinogênicos, principalmente no que diz respeito ao surgimento de tumores no aparelho respiratório (como câncer de pulmões e adenocarcinoma de tireóide) (OPS, 1996).

As evidências de possível ação carcinogenética de alguns inseticidas organoclorados (HCH, DDT etc.) no organismo humano não são muito fortes. Porém, em animais, estudos têm demonstrado o contrário (WHO, 1990).

Alguns agrotóxicos, como os nematicidas dibromocloropropano (DBCP), foram descritos como agentes causadores de infertilidade em homens expostos a esses produtos (Wharton et al., 1977), assim como os herbicidas fenoxiacéticos (WHO, 1990).

OS AGROTÓXICOS E O AMBIENTE

A larga utilização de agrotóxicos no processo de produção agropecuária, entre outras aplicações, tem trazido uma série de transtornos e modificações para o ambiente, seja pela contaminação das comunidades de seres vivos que o compõem, seja pela sua acumulação nos segmentos bióticos e abióticos dos ecossistemas (biota, água, ar, solo, sedimentos etc.).

Um dos efeitos ambientais indesejáveis dos agrotóxicos é a contaminação de espécies que não interferem no processo de produção que se tenta controlar (espécies não-alvos), dentre as quais se inclui, conforme discutido no item anterior, a espécie humana. O Quadro 5 apresenta o grau de toxicidade e de persistência (variando em uma escala de 1 a 5) nos principais grupos de animais atingidos pela contaminação ambiental por agrotóxicos, exceto a espécie humana.

Quadro 5 – Toxicidade e persistência ambiental de alguns agrotóxicos (em escala de 1 a 5)

Agrotóxicos	Toxicidade				Persistência no ambiente
	Mamíferos	Peixes	Aves	Insetos	
Permetrina (piretróide)	2	4	2	5	2
DDT (organoclorado)	3	4	2	2	5
Lindano (organoclorado)	3	3	2	4	4
Etil-paration (organofosforado)	5	2	5	5	2
Malation (organofosforado)	2	2	1	4	1
Carbaril (carbamato)	2	1	1	4	1
Metoprene (regulador crescimento)	1	1	1	2	2
Bacillus thuringensis (microbial)	1	1	1	1	1

Fonte: WHO, 1990; OPS/WHO, 1996 – apud Peres, 1999.

Existem inúmeros relatos na literatura de criações e animais domésticos e de populações humanas afetados pela ingestão de plantas e alimentos contaminados por agrotóxicos, além do impacto em comunidades e ecossistemas próximos às áreas de plantações e pastos, onde estes produtos são utilizados. Dessa maneira, além do impacto sobre uma população específica de animais ou plantas, a dispersão de agrotóxicos no ambiente pode causar um desequilíbrio ecológico na interação natural de duas ou mais espécies.[3]

Outro importante impacto ambiental causado por agrotóxicos é a contaminação de coleções de águas superficiais e subterrâneas. De acordo com Zebarth, a deterioração das águas subterrâneas e superficiais representa o impacto ambiental adverso mais importante associado à produção industrial:

[3] Tomemos como exemplo o impacto dos agrotóxicos em uma espécie de insetos (inseto 1); além do impacto que é observado sobre esta comunidade, os agrotóxicos podem causar outros, ampliados, a comunidades de animais que fazem parte do ciclo natural desta espécie de insetos, como, por exemplo, um inseto menor (inseto 2) que serve de alimento para aquela espécie. A partir do momento que a população de inseto 1 é exterminada, ou tem seus números reduzidos pelos agrotóxicos, ocorre um aumento nas populações de inseto 2, o que pode vir a acarretar um desequilíbrio ecológico para aquele microambiente, ou ainda para o(s) ambiente(s) que o rodeiam.

> Para um sistema agrícola ser sustentável, efeitos ambientais adversos da produção agrícola devem ser minimizados, enquanto a competitividade e o lucro devem ser mantidos ou evidenciados. A degradação da qualidade de águas subterrâneas e superficiais tem sido identificada como a principal preocupação no que diz respeito ao impacto da agricultura no ambiente. Esta degradação pode ocorrer como resultado do lançamento de produtos químicos agrícolas, ou organismos biológicos, nas águas superficiais e sua movimentação em direção às água subterrâneas. (Zebarth, 1999)

A contaminação desses recursos naturais é de grande importância, pois atuam como via para o transporte destes contaminantes para fora das áreas-fonte. Se uma região agrícola, onde se utiliza extensivamente uma grande quantidade ou variedade de agrotóxicos, estiver localizada próxima a um manancial hídrico que abasteça uma cidade, a qualidade da água ali consumida estará seriamente sob o risco de uma contaminação, embora a mesma possa estar localizada bem distante da região agrícola. Assim, não só a população residente próxima à área agrícola estaria exposta aos agrotóxicos, mas também toda a população da cidade abastecida pela água contaminada.

Um outro impacto causado por alguns agrotóxicos em coleções d'água diz respeito à modificação da biota com a seleção das espécies mais resistentes e à contaminação de peixes, crustáceos, moluscos e outros animais aquáticos (e marinhos). A acumulação desses produtos nos animais que habitam as águas contaminadas pode se constituir uma ameaça para a saúde humana através da biomagnificação. A contaminação de peixes (principalmente por organoclorados), crustáceos e moluscos (em especial os moluscos filtradores, como os mexilhões) representam uma importante fonte de contaminação humana, cujos riscos podem ser ampliados a todos os consumidores desses animais como fonte de alimento (WRI, 1999).

Esses produtos também podem trazer uma série de problemas para as superfícies onde se depositam, sejam essas coberturas vegetais ou solos desnudos. Algumas superfícies podem ficar fragilizadas, marcadas, ou ainda terem a absorção de elementos minerais (principalmente metais) afetada pela ação desses produtos (Koehler & Belmont, 1998).

Outro problema relacionado aos agrotóxicos é a questão da reutilização, o descarte ou destinação inadequada das embalagens vazias que favorecem a contaminação ambiental e provocam efeitos adversos à saúde humana, de animais silvestres e domésticos. Apesar da obrigatoriedade dos

usuários devolverem essas embalagens aos estabelecimentos comerciais e da responsabilidade das empresas produtoras e comercializadoras pelo recolhimento e destinação adequada das suas embalagens vazias, prevista desde de 6 de junho de 2000, quando da publicação da Lei 9.974, alterando a Lei 7.802/89, a sua grande maioria ainda não está sendo devolvida e, portanto, nem recolhida. Anualmente, os agrotóxicos comercializados no país, estão sendo colocados no mercado por meio de cerca de 130 milhões de unidades de embalagens e são recolhidas e destinadas adequadamente, somente, 10 a 20%. O que será que está acontecendo com as demais embalagens vazias?

Como poderemos observar ao longo da presente publicação, os agrotóxicos representam um importante risco à saúde das populações humanas e ao ambiente devendo, por isso, ser utilizados apenas sob estrita orientação científica e em casos onde sejam absolutamente imprescindíveis. O modo e a extensão com que esses produtos vêm sendo empregados em nosso país têm trazido efeitos deletérios muito maiores que qualquer benefício, tanto do ponto de vista ambiental quanto da saúde humana.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGROFIT (Base de dados de produtos agrotóxicos e fitossanitários). Brasília: Secretaria de Defesa Agropecuária/Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1988.

ALVES, S. R. et al. Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo/RJ. *Ciência e Saúde Coletiva*, (7): 2, 299-311, 2002.

ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária*). Programa de análise de resíduos de agrotóxicos em alimentos: relatório anual 04/06/2001-30/06/2002*. Brasília, 2002.

BAETJER, A. M. Water deprivation and food restriction on toxicity of parathion and paraoxon. *Archives of Environmental Health*, 38: 168-171, 1983.

BEGON, M.; HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. *Ecology: individuals, populations and communities*. Londres: Blackwell Scientific Publications, 1990.

BELMONT, R. A. & KOEHLER, P. G. *Protecting groundwater and endangered species*. integrated pest management in schools. University of Florida, 1998. Disponível em: http://www.ifas.ufl.edu/~schoolipm/techp12.htm.

COCCO, P. On the rumors about the silent spring: review of the scientific evidence linking occupational and environmental pesticide exposure to endocrine disruption health effects. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(2): 379-402, 2002.

DAVIES, J. E. et al. Minimizing occupational exposure to pesticides: epidemiological overview. *Residues Reviews,* 75: 7-20, 1980.

DOLL, R. & PETO, R. The causes of cancer: quantitative estimates of avoidable risks of cancer in the United States today. *Journal of National Cancer Institute*, 66: 1191-1308, 1981.

DOULL, J. & LEVIEN, R.S. Global estimates of acute pesticide morbidity and mortality. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 129:29-44, 1993.

EPA (Environmental Protection Agency). *Pesticide safety for farmworkers*. Washington DC: United Sates Environmental Agency, Office of Pesticide Programs, 1985.

FAO (Food and Agriculture Organization). *Agricultural database*, 2003. Disponível em: http://www.fao.org.

FLINT, M.L. & VAN DER BOSCH, R. *Introduction to Integrated Pest Management*. Nova Iorque: Plenum Press, 1981.

FUNDACENTRO. *Prevenção de acidentes no trabalho com agrotóxicos: segurança e saúde no trabalho, n. 3*. São Paulo: Fundação Jorge Duprat Figueiredo de Segurança e Medicina do Trabalho, Ministério do Trabalho, 1998.

IARC (International Agency for Research on Cancer). *Overall evaluation of carcinogenicity: an update of Iarc monographs, volumes 1-42*. Lyon: Iarc, 1988. (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenicity Risk to Humans, spl. 7).

ILO (International Labour Organization). Warning to agricultural workers: mortality rates remain high, and pesticides pose an increasing health risk. *World of Work*, 22, dez. 1997.

INFORMATIVO CRQ III. *O dilema do uso de defensivos agrícolas*. Rio de Janeiro: Conselho Regional de Química, III Região, 1997.

JEYARATNAM, J. Acute pesticide poisoning: a major global health problem. *World Health Status Quaterly*. 43(3): 139-144, 1990.

KAGAN, Y.S. *Principles of pesticide toxicology*. Moscou: USSR Comission for Unep, Centre of International Projects (GNKT), 1985.

KALOYANOVA, F. Interactions of pesticides. In: WHO (Ed.) *Health Effects of Combined Exposures to Chemicals in Work and Community Environments*. Copenhagen: World Health Organization/Regional Office for Europe, 1983.

KEARNEY, P.C. Nitrosamines and pesticides: a especial report on the occurence of nitrosamines as terminal residues resulting from agricultural use of certains pesticides. *Pure and Applied Chemistry*, 53: 499-526,1980.

KOIFMAN, S. A Incidência do câncer no Brasil. In: MINAYO, M.C.S. (Org.) *Os Muitos Brasis: saúde e população na década de 80*. São Paulo/Rio de Janeiro: Hucitec/Abrasco, 1995.

LA DOU, J. The export of environmental responsability (Editorial). *Archives of Environmental Health*, 49(1): 6-8, 1994.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). Informativo MMA, 2000. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/ascom/imprensa/marco2000/informma15.html.

OPS (Organização Pan-americana da Saúde). *Manual de vigilância da saúde de populações expostas a agrotóxicos*. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância Sanitária. Brasília: Organização Pan-americana da Saúde/OMS, 1996.

PERES, F. *É veneno ou é remédio? os desafios da comunicação rural sobre agrotóxicos*, 1999. Dissertação de mestrado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fiocruz.

PERES, F. et al. Comunicação relacionada ao uso de agrotóxicos em uma região agrícola do Estado do Rio de Janeiro. *Revista de Saúde Pública,* 35(6): 564-70, 2001.

PIMENTEL, D. et al. Environmental and social costs of pesticides: a preliminary assessment. *Oikos*, 34:126-140, 1980.

SINITOX (Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas). *Estatística anual de casos de intoxicação e envenenamento: Brasil - 2000*. Rio de Janeiro: Centro de Informações Científica e Tecnológica, Fiocruz, 2003. Disponível em: http://www.fiocruz.br/sinitox.

WHO (World Health Organization). *Public health impact of pesticides used in agriculture.* Genebra: World Health Organization, 1990.

WRI (World Resources Institute). *Intensification of agriculture: chemical inputs*, 1999. Disponível em: http://www.igc.org/wri/wr-98-99/agrichem.htm.

YUDELMAN, M. *Pest management and food production looking to the future*, 1998. Disponível em: http://www.cgiar.org.ifpri/.

ZEBARTH, B. J. *Improved manure, fertilizer and pesticide management for reduced surface and groundwater.* Canadá: The Pacific Agri-Food Research Centre, 1999. Disponível em: http://res.agr.ca/agassiz/studies/zebasdb.htm.

2

A EXPOSIÇÃO DE CRIANÇAS E ADOLESCENTES A AGROTÓXICOS

Paula de Novaes Sarcinelli

CARACTERÍSTICAS DA EXPOSIÇÃO

As crianças são expostas a agrotóxicos por vias ambientais, em suas casas, escolas, gramados e jardins, assim como pela alimentação e água contaminadas, e por vias ocupacionais, durante sua participação nas atividades laborais da família e através do contato com os pais, após terem lidado com estes agentes químicos durante as atividades de trabalho.

A maior parcela do uso de agrotóxicos se concentra no setor agrícola, entretanto, o uso crescente de inseticidas no ambiente urbano vem sendo reportado de maneira significativa. Um estudo recente nos Estados Unidos revelou o uso de agrotóxicos em 82% das residências numa média de 3 a 4 produtos diferentes por casa (Infante-Rivard et al., 1999).

As exposições infantis na população geral estão na maioria relacionadas ao uso doméstico, de gramados e jardins, durante as aplicações ou nas atividades praticadas durante o dia e, ainda, pela alimentação. O uso de agrotóxicos nos gramados cresce a uma taxa de 5% a 8% ao ano, e uma estimativa alarmante revela que a quantidade utilizada por acre de terras residenciais tratadas é de quase cinco vezes a razão em terras agricultáveis tratadas, nos Estados Unidos (Infante-Rivard et al., 1999). Nos ambientes internos, chama-se atenção para a contaminação de tapetes, onde o agente depositado pode persistir por muitos anos devido à falta de sol, chuva e outros fatores que aceleram a degradação desses químicos. Na poeira do-

miciliar de um ambiente doméstico, os agrotóxicos podem estar presentes em maior número e em concentrações mais elevadas que os encontrados no ar, solo e alimentos.

A realidade das crianças residentes em áreas rurais é particular, tanto pela exposição múltipla e contínua quanto pelas condições de trabalho e saúde, que podem agravar consideravelmente os efeitos produzidos por esses contaminantes químicos. Em geral as residências se situam no meio das lavouras, assim com as escolas se encontram muito próximas a estas áreas, e mesmo as crianças que não se expõem diretamente durante o trabalho são alvo da contaminação por várias rotas, como ar, água e solo. Nesse contexto, as crianças cujos familiares são produtores e trabalhadores rurais podem sofrer riscos maiores de exposição a agrotóxicos que as da população geral.

Uma via de exposição somatória, também denominada paraocupacional, envolve o transporte de contaminantes do local de trabalho para dentro das residências, nas roupas ou pessoas. Estudos recentes têm indicado que essa via contribui significativamente para a contaminação residencial no meio rural (Curl et al., 2002). O processo global de exposição no ambiente agrícola oscila com períodos de maior e menor exposição, porém é contínuo, e, considerando-se a exposição materna, as exposições infantis têm início na vida intra-uterina, pela passagem da maioria desses compostos pela placenta e, após o nascimento, pelo leite materno durante a amamentação. A excreção de organoclorados no leite é um meio importante de redução da carga corpórea materna e, durante a amamentação, ocorre a transferência desses compostos para a criança. A contaminação do leite atrai atenção especial, principalmente pela importância que o leite representa como única fonte de alimento para o recém-nascido, que o consome em quantidades proporcionalmente elevadas. A amamentação é considerada a principal via de transferência desses resíduos para a criança junto com a passagem transplacentária (Torres-Arreola et al., 1999; O'Leary, 1971).

SAÚDE E DESENVOLVIMENTO DA CRIANÇA: a ameaça silenciosa dos agrotóxicos

Cerca de 70% de defeitos de desenvolvimento não têm causa conhecida, e alguns podem estar relacionados à exposição a químicos, cujos efeitos podem ser agravados quando combinados a fatores nutricionais ou genéti-

cos (Tilson, 1998). O feto e a criança são particularmente sensíveis e freqüentemente mais susceptíveis a toxinas químicas que alteram a estrutura ou o funcionamento do cérebro, embora a susceptibilidade possa variar em função do agente tóxico. Exposições precoces a neurotoxinas têm sido associadas a doenças neurológicas e retardo mental. A exposição a agrotóxicos merece uma atenção especial, visto que a maioria desses agentes se destina à produção de efeitos neurotóxicos em pestes, o que não exclui o ser humano.

A grande preocupação com a vulnerabilidade do sistema neurológico em desenvolvimento é a ocorrência de efeitos neurotoxicológicos por exposições a baixas doses. A informação sobre o risco toxicológico deve ser a mais completa, o que levou a agência de proteção ambiental norte-americana, Environmental Protection Agency (EPA), a solicitar aos produtores de agrotóxicos já registrados e considerados neurotóxicos – cerca de 140 – os dados de estudos de neurotoxicidade de desenvolvimento, segundo suas *guidelines* para esses testes. Entretanto, uma análise detalhada dos procedimentos mostrou que são deficientes em vários aspectos, podendo representar uma lacuna significativa e aumentar as incertezas no estabelecimento de níveis seguros de exposição a indivíduos em desenvolvimento (Claudio et al., 2000).

O efeito que poluentes ambientais podem causar na saúde das crianças vem cada vez mais ganhando importância no cenário científico, embora ainda seja limitada a informação disponível sobre a extensão e o impacto da exposição pré-natal a contaminantes ambientais, no crescimento e desenvolvimento fetal (Berkowitz et al., 2003). Populações minoritárias são consideradas grupos de alto risco para eventos reprodutivos e a probabilidade de estarem expostas a contaminantes ambientais, dentre eles os agrotóxicos, é considerável. Um estudo multiétnico, com 263 mulheres de origem afro-americana e dominicana, forneceu indícios de que poluentes ambientais em níveis atualmente encontrados na cidade de Nova Iorque afetaram adversamente o desenvolvimento fetal. Níveis do organofosforado Clorpirifós no plasma materno durante a gravidez foram negativamente associados ao peso ($p = 0,01$) e comprimento ($p = 0,003$) ao nascer (Perera, 2003).

A preocupação com o impacto potencialmente desproporcional que exposições a químicos ambientais podem causar na saúde de crianças e fetos em desenvolvimento levou a numerosos esforços políticos e ao desenvolvimento de pesquisas sobre a saúde das crianças, tais como o estabe-

lecimento do departamento da EPA para a Proteção da Saúde da Criança e o Comitê Conselheiro para a Saúde da Criança, e a promulgação do Food Quality Protection Act (FQPA) de 1996, que teve um importante papel na regulamentação de agrotóxicos. Foram incluídos no FQPA políticas preventivas para tratar mais estritamente dos riscos potenciais dos agrotóxicos à saúde das crianças (Dourson, Charnley & Scheuplein, 2002).

O Congresso dos Estados Unidos requisitou que a National Academy of Sciences (NAS) estudasse a vulnerabilidade das crianças a exposições ambientais, particularmente os agrotóxicos, o que resultou, em 1993, no importante relatório "Pesticides in the diet of infants and children". A preocupação com a saúde das crianças e os riscos advindos das exposições ambientais são atribuídas em grande parte a esse relatório, o qual concluiu que: 1) as crianças podem ser expostas de forma diferenciada em relação a adultos tanto quantitativamente quanto qualitativamente; 2) as crianças podem ser mais ou menos sensíveis que os adultos à toxicidade induzida por químicos; e 3) procedimentos padronizados de avaliação de risco e de regulamentação podem desconsiderar potenciais diferenças na exposição e toxicidade relacionadas à idade. O relatório mostrou ainda que, em pelo menos alguns casos, as crianças podem não estar adequadamente protegidas pelas políticas de regulamentação atuais (Bruckner, 2000).

A avaliação da toxicidade química em sistemas em desenvolvimento é de importância incomparável, visto que os danos causados ao sistema fisiológico antes do seu desenvolvimento completo podem alterar permanentemente o sistema. Diferenças nas taxas de crescimento têm implicações toxicológicas, principalmente com respeito às 'janelas de vulnerabilidade' – períodos do desenvolvimento nos quais os sistemas endócrino, reprodutivo, imune, visual e nervoso são particularmente sensíveis à ação de determinados agentes químicos. A questão relevante, entretanto, não é se as crianças são inerentemente mais sensíveis que os adultos, mas, dado o seu ambiente químico e freqüentemente sua maior susceptibilidade, se elas estão efetivamente sob maior risco. O problema requer a integração da informação sobre o perigo, exposição e avaliação dos procedimentos adotados pelas agências de regulamentação, para o estabelecimento dos limites de exposição a químicos (Dourson, Charnley & Scheuplein, 2002).

Os procedimentos de avaliação de risco propostos pela EPA incluem o uso de fatores de incerteza para limitar a exposição a químicos, os quais

levam em conta diferenças de susceptibilidade intra e interespécies e a insuficiência de dados de estudos toxicológicos disponíveis. O uso de um fator de incerteza adicional para estimar limites seguros de exposição para crianças foi proposto pelo FQPA e tem sido alvo de amplo debate (Scheuplein, 2000a; Scheuplein, 2000b; Renwick, Dorne & Walton, 2000).

CÂNCER E AGROTÓXICOS

Além dos efeitos tóxico-sistêmicos, para os quais são estabelecidas doses limites de exposição, há uma enorme preocupação com os efeitos de longa duração com potencial carcinogênico. Há um crescente número de casos de câncer em crianças, somente nos Estados Unidos cerca de 8.000 novos casos por ano são registrados (Carroquino et al., 1998). Estima-se que cerca de 80% a 90% de todos os cânceres sejam atribuídos a fatores ambientais (Perera, 1997). Em 1997, a EPA, através do seu Departamento para a Proteção da Saúde da Criança, promoveu uma conferência sobre causas de câncer passíveis de prevenção em crianças, para ampliar o conhecimento e direcionar esforços na prevenção de câncer em crianças relacionado a causas ambientais. As recomendações concentraram-se em quatro áreas de pesquisa: 1) fatores de susceptibilidade; 2) fatores epidemiológicos e de risco; 3) marcadores biológicos de exposição e efeito; e 4) medidas quantitativas de exposição.

Estudos prévios têm sugerido uma associação entre exposição a agrotóxicos e diferentes tipos de câncer em crianças (Meinert et al., 2000). O Instituto Nacional do Câncer e o Programa Nacional de Toxicologia, (National Cancer Institute – NCI – e National Toxicology Program – NTP) ambos dos Estados Unidos, avaliaram 51 agrotóxicos em 1990, dos quais 24 demonstraram caráter carcinogênico em estudo crônicos. Em 1997, a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (International Agency for Research on Cancer – Iarc) classificou 26 agrotóxicos com indícios suficientes de potencial carcinogênico em animais e 19 com indícios limitados em animais (Zahm & Ward, 1998).

Uma revisão recente levantou vários estudos de caso-controle e coorte, entre 1974 e 1997, relacionando câncer em crianças e exposição a agrotóxicos. Os casos mais freqüentes foram leucemia (18 estudos), neuroblastoma (8), tumor de Wilm (6), sarcoma de tecidos moles (3), osteosarcoma (10),

sarcoma de Ewing (6), linfoma não-Hodgkins (8) e cânceres de cérebro (18), coloretal (2) e testículos (2). Embora as limitações de alguns estudos devam ser avaliadas, como, por exemplo, a quantidade insuficiente de informações sobre a exposição, número pequeno de indivíduos expostos e o potencial para viés de resposta, os autores chamam a atenção para o fato de muitos estudos terem relatado riscos aumentados, em maior magnitude do que os observados em estudos de adultos expostos a agrotóxicos, o que pode sugerir que as crianças sejam particularmente mais sensíveis à ação carcinogênica desses agentes químicos (Zahm & Ward, 1998).

A relação entre exposição e resposta carcinogênica foi demonstrada em dois estudos que avaliaram níveis de exposição direta de crianças a agrotóxicos. Crianças expostas em freqüência inferior a uma semana, de uma a duas vezes por semana e por grandes períodos com relação à idade, tiveram valores de razão de *odds* de 1,8; 2,0 e 3,5, respectivamente, em um estudo de leucemia aguda não linfocítica. No outro relato, crianças com número de indicadores de exposição a agrotóxicos maiores que 2, acima de 3 e superiores a 4, tiveram valores de *odds* de 0,8; 1,7 e 3,1, em estudo de leucemia e linfoma combinados. Nessa revisão destaca-se um estudo realizado no Brasil sobre risco de tumor de Wilm (publicado em 1995), que aumentava com a freqüência de exposição materna na agricultura, com valores de *odds* de 128,6 (95% IC 6,4 – 2.569) para crianças cujas mães informaram um uso superior a dez vezes em relação a filhos de mães não expostas (sobre risco de tumor de Wilm). Esse conjunto de indícios reforça a necessidade de futuras investigações, com avaliações mais precisas sobre a exposição, levando-se em consideração possíveis interações genéticas e ambientais.

No Brasil, o Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas (Sinitox) registrou 66.584 casos de intoxicação humana em 1999, sendo os agrotóxicos de uso agrícola e de uso doméstico responsáveis por 10% desses casos, cujos registros ocorreram em maior parte nas regiões Sudeste e Sul. Os agrotóxicos de uso agrícola são responsáveis por 36,4% dos óbitos registrados no país, em 1999, para todas as faixas etárias, ocupando o primeiro lugar na lista de agentes tóxicos (Sinitox, 1999).

Dos 4.760 casos de intoxicação atribuídos à causa ocupacional, 1.461 (30,7%) são por agrotóxicos. A exposição infantil, segundo os registros em 1999, mostra um contingente de 5,5% de crianças e adolescentes entre 5 a 14 anos, intoxicados por agrotóxicos de uso agrícola e doméstico. Esses

dados, entretanto, não expressam a realidade da situação em função da grande quantidade de casos não notificados, particularmente aqueles ocorridos no ambiente rural, ressaltando-se ainda que embora casos de morte por intoxicação aguda sejam conhecidos, as intoxicações crônicas e seus efeitos sobre a saúde do trabalhador, em longo prazo, são pouco divulgados.

O MERCADO DO TRABALHO INFANTIL

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), na Pesquisa Nacional por Amostragem de Domicílios (Pnad), estimou, em 1999, cerca de 17,3 milhões de crianças e adolescentes entre 10 e 14 anos de idade, das quais apenas 16% eram economicamente ativas. Em 2001, esse número diminuiu para 16,6 milhões, entretanto, o percentual de trabalhadores economicamente ativos se manteve em relação a 1999. Dos 75,4 milhões de pessoas ocupadas com 10 anos de idade ou mais anos, em 2001, 21% trabalhava no ramo de atividade agrícola e 72% não tinha carteira assinada.

A população residente em áreas rurais no Brasil, na faixa etária de 10 a 14 anos, contabilizava 3,8 milhões de crianças e adolescentes em 2001. A mão-de-obra infantil está mais concentrada em pequenos empreendimentos familiares, especialmente no setor agrícola, e desenvolvendo trabalhos sem contrapartida de remuneração. A atividade agrícola detinha 58,7% das crianças ocupadas de 5 a 14 anos de idade. No grupo etário de 5 a 9 anos, esse percentual atingiu 75,9%, e no de 10 a 14 anos de idade ficou em 56,0%. Entre 10 a 14 anos, o percentual de trabalhadores sem carteira assinada caiu para 2,6%, comparado ao percentual de 20% em 1992, para a mesma faixa etária (Pnad, 2002).

A realidade mostrada pela estatística oficial remete à questão do trabalhador precoce na área rural para as situações de alto risco de exposição e contaminação por agrotóxicos, como conseqüência da utilização desinformada, abusiva e indiscriminada dessas substâncias.

EXPOSIÇÃO INFANTO-JUVENIL NA ÁREA RURAL: a realidade brasileira

A área agrícola do córrego de São Lourenço, situada em Nova Friburgo, vem sendo estudada desde 1996 por diversas instituições, por ser uma

das principais áreas produtoras de olerícolas do estado do Rio de Janeiro, com utilização ampla e disseminada de agrotóxicos e por seu aspecto geográfico e localização particularmente adequados para esse tipo de investigação. O Rio de Janeiro apresenta uma média de 18,3 kg/trabalhador/ano (IBGE, 2002), e o consumo de agrotóxicos na região serrana do estado, mais especificamente no córrego do São Lourenço (Nova Friburgo), foi da ordem de 56,5 kg de agrotóxicos/trabalhador/ano – um valor 76% superior à média do estado de São Paulo, o maior índice do país (Peres, 1999).

Em 1997, o Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana (Cesteh) e o Instituto Nacional de Controle de Qualidade em Saúde (INCQS), ambos da Fundação Oswaldo Cruz, apresentaram um projeto articulado com Uerj, Embrapa, Pesagro-Rio e a Emater-Rio, com o objetivo de identificar e avaliar os principais problemas associados ao uso de agrotóxicos e fertilizantes por pequenos e médios produtores rurais, bem como de propor estratégias para minimizar os efeitos dessas substâncias sobre a saúde do trabalhador e do meio ambiente. Nesse estudo foi adotada uma abordagem integrada e multidisciplinar, considerando-se a complexidade que envolve as contaminações ambiental e humana no meio rural, como a multiplicidade de rotas e a grande variabilidade das causas do problema (Moreira et al., 2002).

A microbacia do córrego São Lourenço situa-se a sudoeste do município de Nova Friburgo, distando cerca de 45 km da sede municipal. É uma região montanhosa, possuindo uma área de 3.600 ha, sendo que 240 ha são aptos para lavouras anuais e 820 ha para lavouras permanentes e pastagens. Aí residem 43 famílias, num total de 612 pessoas que vivem exclusivamente de seu trabalho no campo, distribuídas por 150 propriedades. Não existe nenhuma indústria instalada nessa microrregião, o que afasta a possibilidade de uma outra fonte de exposição além da relacionada à atividade agrícola.

O trabalho iniciado em Nova Friburgo possibilitou, e de certo modo facilitou, o desenvolvimento de estudos paralelos, que enfocavam aspectos específicos do processo de exposição no meio rural e da exposição de grupos vulneráveis, como as crianças e adolescentes da região. Duas pesquisas que trataram desse tema (Curi, 1999; Moreira et al., 2002) identificaram aspectos importantes da exposição a agrotóxicos e seus efeitos negativos na saúde dos jovens trabalhadores rurais. O resultados mostraram que, embora todos os indivíduos estudados (76) apresentassem níveis normais de

acetilcolinesterase eritrocitária (AChE), 17% das crianças apresentavam níveis reduzidos de colinesterase plasmática (BChE), o que pode representar uma exposição recente a agrotóxicos organofosforados. Esse índice é considerado elevado quando comparado com padrões mundiais.

A partir da caracterização das atividades laborais e dos fatores relacionados à saúde, com foco nos prováveis efeitos dos agrotóxicos, constatou-se que esses trabalhadores rurais percebem o risco de adoecerem, demonstram medo em aplicar agrotóxicos e avaliam a importância do uso de equipamentos de proteção individual (EPI); contudo, por inúmeras razões, continuam aplicando os agrotóxicos sem orientação técnica e sem uso desses equipamentos (Curi, 1999).

A população rural em estudo utilizava duas formas de aplicação de agrotóxicos: o costal e a mangueira com pistola. O costal é um equipamento individual que se acopla às costas do aplicador, sendo usualmente utilizado quando a lavoura está em fase inicial de crescimento. A utilização da mangueira envolve o aplicador e o ajudante que a puxa por toda a plantação a ser pulverizada. Esse trabalho é, em geral, realizado por crianças e adolescentes, que ficam igualmente expostos aos agrotóxicos (Curi, 1999).

Os sintomas neuropsicológicos e neurocomportamentais mais freqüentes relacionados à exposição crônica a agrotóxicos são alterações de vigilância, diminuição de concentração, lentidão no processamento de informações, alterações da memória, distúrbios de linguagem, redução de velocidade psicomotora, depressão, ansiedade e irritabilidade (Hartman, 1988). A exposição aos agrotóxicos pode representar, portanto, um risco de contaminação e conseqüentemente de comprometimento do desenvolvimento físico, emocional e cognitivo de crianças e adolescentes, e também do processo de aprendizagem na escola e no trabalho. Em suas atividades laborais, a situação é ainda mais grave devido aos riscos de acidentes a que, certamente, ficam expostos em decorrência das alterações das funções neurocomportamentais (Curi, 1999).

Dando continuidade ao trabalho com a população infanto-juvenil, o mesmo grupo de pesquisa iniciou em 2000 um estudo na área rural de Nova Friburgo, com o objetivo de investigar a exposição a agrotóxicos em crianças e adolescentes, trabalhadores e residentes, através de avaliações laboratorial, clínica, nutricional, neurológica e neuropsicológica, buscando correlações entre os níveis de exposição, determinados pela avaliação dos processos de

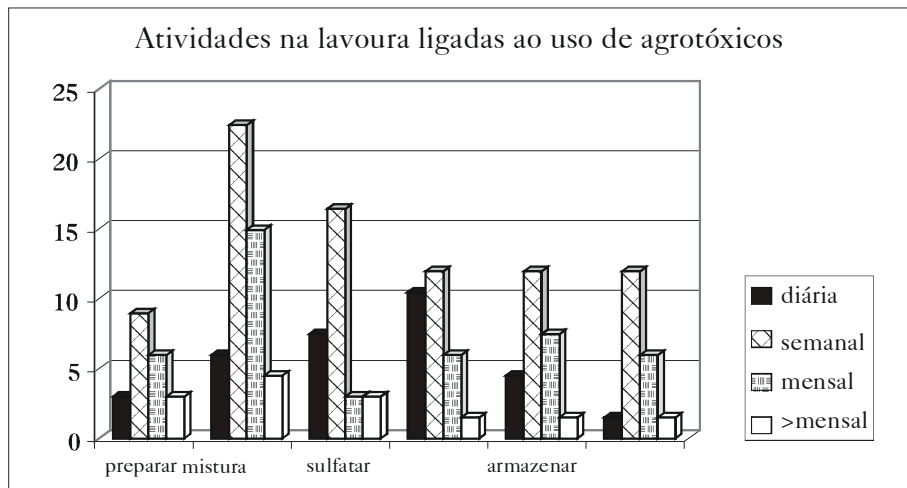
trabalho e da análise laboratorial de bioindicadores, e possíveis efeitos clínicos e neuropsicológicos decorrentes dessa exposição. Paralelamente, crianças e adolescentes não expostos ocupacionalmente, estudantes de uma escola municipal de Nova Friburgo foram incorporados ao estudo como o grupo controle. Um total de 140 crianças e adolescentes entre 10 e 18 anos foi avaliado, tendo participado 70 indivíduos em cada grupo de estudo (controle e exposto), voluntariamente, e somente após a autorização dos responsáveis e o consentimento pós-informado (resultados do estudo ainda não publicados). O projeto foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Fiocruz.

Os resultados da investigação estão ainda sendo analisados, pelo enorme conjunto de dados gerados após cada avaliação, entretanto, já se evidencia o grave quadro a que estão submetidos crianças e adolescentes no nosso meio rural. Do total entrevistado na área rural, 73,1% trabalhava, número expressivo quando comparado ao informado pelas crianças e adolescentes do município, onde apenas 2,8% trabalhava. A mão-de-obra unicamente empregada na agricultura pelos que informaram trabalhar correspondia a um contingente de 56,7%. Nessa faixa etária, muitos diziam não trabalhar diretamente na lavoura (53,7%), referindo-se apenas a um trabalho de 'ajuda' aos pais e, nessa condição, muitas vezes estão mais expostos por se protegerem inadequademente, já que na sua percepção não irão sofrer uma exposição direta.

O Gráfico 1 mostra a freqüência de trabalho ou ajuda, podendo-se observar um percentual importante de ajuda semanal na aplicação de agrotóxicos, geralmente puxando a mangueira para a pulverização, e também de ajuda diária para lavar o costal.

Os princípios ativos mais utilizados citados pela população estudada foram Paraquat, herbicida altamente tóxico, Metamidophos, inseticida organofosforado altamente tóxico, e Glifosato, herbicida de toxicidade moderada. Apenas 22% dos trabalhadores infanto-juvenis lê e segue as instruções do rótulo e 23% nunca lê.

Os agentes anticolinesterásicos, como os agrotóxicos organofosforados e carbamatos, agem inibindo a atividade das enzimas que metabolizam o neurotransmissor acetilcolina. Portanto, a atividade das enzimas colinesterásicas é utilizada como indicador de efeito nas exposições a esses agentes. A avaliação individual das atividades colinesterásicas do grupo em estudo

Gráfico 1 – Freqüência de atividades de trabalho ou ajuda na lavoura

demonstrou que 19,4% das crianças apresentou valores inferiores aos pontos de corte para pelo menos um indicador, apontado assim para um quadro de exposição excessiva a agentes anticolinesterásicos.

Os indicadores enzimáticos de efeito foram estatisticamente correlacionados a várias situações de menor ou maior exposição, o que valida a sua aplicação nesse tipo de intervenção. A Tabela 1 exemplifica algumas dessas condições para as variações da atividade da acetilcolinesterase.

Com relação à influência do uso de equipamentos de proteção nos níveis de exposição, as atividades da AChE (acetilcolinesterase eritrocitária) foram significativamente menores, ou seja, a enzima se mostrou com maior grau de inibição para os que relataram não usar máscara de pano, comparados aos que usavam freqüentemente ($p = 0,032$) e os que usavam somente quando aplicavam o agrotóxico ($p = 0,000$). Para os que informaram o uso de luvas, as atividades foram menores, comparados aos que usavam quando aplicavam ($p = 0,023$) e os que usavam quando puxavam a mangueira ($p = 0,003$).

O uso da máscara de papel também foi eficiente em diminuir a exposição, como detectado pelo indicador de efeito para exposições recentes, a BChE (butirilcolinesterase plasmática). Os que não usavam a máscara de papel apresentaram média de atividade significativamente mais baixa, em relação aos que usavam quando puxavam a mangueira ($p = 0,001$).

Tabela 1 – Níveis de atividade da enzima acetilcolinesterase em função de situações de exposição a agrotóxicos, em crianças e adolescentes da área rural

Condição	ACHe (µmoles/min/ml)	
Toma banho após aplicação	sim 1,321	não 1,00*
Freqüência de trabalho ou ajuda	diariamente 0,970*	alternância 1,297
Atividade de capinar	esporádica 1,487	diária 1,029*
Máscara de pano	não usa 1,095*	quando aplica 1,527
Luvas	não usa 1,065*	quando aplica 1,527
Luvas	não usa 1,065*	quando ajuda 1,384

* Níveis de atividade significativamente mais baixos, Teste t–Student, p < 0,001

Houve uma tendência significativa de diminuição da atividade da BChE, em função do aumento da idade (r = 0,25, ß = - 0,294, p = 0,04), o que é coerente com o fato de este ser um indicador de exposição recente, e os indivíduos mais velhos do grupo serem os que trabalham diretamente aplicando os agrotóxicos ou preparando as misturas. Uma outra possibilidade seria a relação dessas atividades enzimáticas com as diferenças hormonais características dessa fase da vida, contudo essa influência tem sido pouco relatada na literatura.

A relação inversa foi observada com o a AChE, indicador característico para exposição crônica, cuja atividade da enzima aumentou com a idade (r = 0,302, ß = 0,113, p = 0,013), resultando, portanto, em menor inibição enzimática entre os mais velhos. Aparentemente contraditória, essa relação reforça o pressuposto de uma exposição contínua da população de crianças, em que a contribuição mais significativa esteja associada mais ao meio ambiente do que propriamente à atividade ocupacional, como discutido mais detalhadamente no artigo sobre exposição humana rural nesta publicação. Essa suposição é reforçada ao se correlacionar à atividade da AChE e à freqüência de exposição, cuja significância estatística só se estabelece quando a correlação é controlada pela variável idade, ou seja, quando se retira a influência da idade sobre essa associação (r = - 0,310, p = 0,003). Portanto, quanto maior a freqüência de exposição a agrotóxicos, menores os níveis de atividade enzimática.

O indicador de exposição passada também foi sensível para detectar níveis de exposição menores, em indivíduos da população que lêem e seguem as recomendações dos rótulos, comparados aos que nunca lêem (p = 0,004). Com relação aos hábitos de higiene e sua relação com a exposição, o hábito de tomar banho após a aplicação de agrotóxicos diminuiu a exposição, demonstrado pelas menores atividades de AChE no grupo que relatou não tomar banho (p = 0,000). Na análise de regressão linear múltipla, verificou-se que 77% das variações da atividade da AChE pode ser explicada, no grupo estudado, pela influência das variáveis "freqüência de trabalho", "atividade de semear", "trabalho na cultura de tomate", "consumo de pão", "idade", "uso da máscara de pano" e "uso do agrotóxico Roundup". A variável que mais exerce influência nesta análise é a "freqüência de trabalho", seguida pelas outras em ordem de importância.

A avaliação do estado nutricional, segundo parâmetros da Organização Mundial da Saúde (OMS), revelou um percentual maior de crianças do grupo exposto com valores de índice de massa corpórea inferiores ao percentil 5. Os valores encontrados para a variável que avalia o desenvolvimento sexual, através das planilhas de Tanner – categorizados como, baixo, normal e alto – quando relacionados com a idade, indicaram que 40,3% da população da área rural está na categoria considerada abaixo do normal, comparada a 19,4% dos valores encontrados no grupo controle. Esses dados chamam a atenção, uma vez que alguns agrotóxicos muito utilizados no meio rural brasileiro consistem em substâncias que interferem no funcionamento endócrino de animais e humanos e, por essa razão, são denominadas disruptores do sistema endócrino.

Os sintomas e sinais clínicos mais freqüentes foram cefaléia (43,3%), lesão orofaríngea (32,8%), tremores e miofasciculações (26,9%), alterações dermatológicas (19,4%), alterações de memória (17,9%) e alterações gastrintestinais (17,9%). A Tabela 2 mostra a associação de alguns sintomas com fatores relacionados à exposição.

Resultados preliminares dos estudos psicológicos e cognitivos indicam uma maior incidência desses distúrbios no grupo exposto. Observa-se a predominância no grupo exposto dos seguintes sintomas: mudanças de memória (68,3%), nervosismo (52,4%), dificuldade de concentração (49,2%) e irritabilidade (49,2%). Os sintomas relacionados à depressão e à agressividade foram mais citados pelo grupo não exposto, embora também tenham

sido citados pelo grupo exposto. É importante destacar que o grupo exposto, em sua maioria (65,1%), não relacionou os sintomas referidos à exposição a agrotóxicos.

Tabela 2 – Fatores determinantes de sinais e sintomas clínicos em crianças e adolescentes trabalhadores e residentes na área rural de Nova Friburgo

Variável dependente*	Variáveis independentes	R	R^2	β	P**
Asma/bronquite	Máscara de papel	0,960	0,921	0,269	0,000
	Consumo de leite e derivados	0,960	0,921	-4,791	0,036
Fenômenos alérgicos	Tempo de último conta com agrotóxicos	0,380	0,145	-0,086	0,005
Rinite	Quantas vezes lava as mãos após o trabalho	0,598	0,358	-0,036	0,001
	Freqüência com que manipula ou aplica o agrotóxico	0,598	0,358	0,065	0,002
	Atividade adubar	0,598	0,358	-0,066	0,004
Alterações dermatológicas	Cultura de couve-flor	0,571	0,326	-0,440	0,000
	Cultura de batata	0,571	0,326	-0,529	0,043
	Consumo de ovos	0,571	0,326	-16,169	0,009
Tremores e miofasciculações	AChE	0,642	0,412	-0,517	0,006
	Consumo de balas e doces	0,642	0,412	-3,024	0,003
	Quantas vezes lava as mão após o trabalho	0,642	0,412	-0,047	0,006
Tosse	Se come os alimentos que comercializa	0,366	0,134	0,379	0,007
Ptiríase	AChE	0,471	0,222	-0,365	0,002
	BChE	0,471	0,222	-0,073	0,033

* Análise de regressão linear múltipla
** P = probabilidade de chance

As crianças e adolescentes que residem nas áreas rurais apresentam um risco maior de contaminação por agentes anticolinesterásicos, em comparação a outros agentes agrotóxicos, o que pode gerar problemas no desenvolvimento deste grupo. Estudos prospectivos mais detalhados com estratificação da faixa etária são necessários para permitir uma melhor avaliação do efeito da exposição sobre o desenvolvimento físico, emocional e cognitivo de crianças e adolescentes de áreas rurais

Ao longo dos estudos desenvolvidos, constatamos que, além de avaliar a saúde de crianças e adolescentes quanto aos efeitos da exposição ambiental e/ou ocupacional a agrotóxicos, é necessário investir paralelamente no processo de educação e saúde, estabelecendo, conjuntamente com a comunidade e os trabalhadores rurais, as melhores estratégias de ação, com o objetivo da atingir a diminuição imediata da exposição, o uso controlado dessas substâncias químicas e a busca de técnicas alternativas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRUCKNER, J. Differences in sensitivity of children and adults to chemical toxicity: The NAS panel report. *Reg Toxicol Pharmacol*, 31:280-285, 2000. CARROQUINO, M. J. et al. The US EPA Conference on preventable causes of cancer in children: a research agenda. *Environ Health Perspec*, 106 (suppl. 3):867-873, 1998.

CLAUDIO, L. et al. Contemporary issues in toxicology. *Toxicol Appl Pharmacol*, 164:1-4, 2000.

CURI, R. *Representações sociais do trabalho rural infanto-juvenil e dos agrotóxicos: um estudo de campo no município de Nova Friburgo*, 1999. Dissertação de mestrado em Psicologia Social, Rio de Janeiro: Universidade Gama Filho, 1999.

DOURSON, M.; CHARNLEY, G. & SCHEUPLEIN, R. Differencial sensitivity of children and adults to chemical toxicity: II. Risk and Regulation. *Reg Toxicol Pharmacol*, 35:448-467, 2002.

HARTMAN, D.E. Neuropsychological toxicology of pesticides. In: HARTMAN, D. E. *Neuropsychological Toxicology: identification and assessment of human neurotoxic syndromes.* Chicago: Pergamon Press, 1988.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). *Base de dados do IBGE: estatísticas populacionais, 2001.* Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2001/ coment2001.shtm.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). *Censo agropecuário 1995/1996*, 2002. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/ibge/estatistica/economia/agropecuaria/default.shtm

INFANTE-RIVARD, C. et al. Risk of chilhood leukemia associated with exposure to pesticides and gene polymorphisms. *Epidemiology*, 10(5):481-487, 1999.

MEINERT, R. et al. Leukemia and non-Hodgkin's lymphoma in childhood and exposure to pesticides: results of a register-based case-control study in Germany. *Am J Epidemio*, 151(7):639-646, 2000.

MOREIRA, J. C. et al. M. Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo. *Ciência e Saúde Coletiva*, 7(2): 299-311, 2002.

O'LEARY, J. A. et al. Transplacental passage of insecticides. *American Journal of Obstetetry and Gynecology*, 107: 65-68, 1971.

PERERA, F. P. et al. Effects of transplacental exposure to environmental pollutants on birth outcomes in a multiethnic population. *Environ Health Perspec*, 11(2):201-205, 2003.

PERERA, R. Environment and cancer: who are susceptible? *Science*, 278: 1.068-1.073, 1997.

PERES, F. *É veneno ou é remédio? Os desafios da comunicação rural sobre agrotóxicos*, 1999. Dissertação de mestrado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fiocruz.

RENWICK, A. G.; DORNE, J. L. & WALTON, K. An analysis of the need for an additional uncertainty factor for infants and children. *Reg Toxicol Pharmacol*, 31:286-296, 2000.

SCHEUPLEIN, R. A challenge for science policy and pesticide regulation. *Reg Toxicol Pharmacol*, 31:248-266, 2000a.

SCHEUPLEIN, R. Pesticides and infant risk: is there a need for an additional safety margin? *Reg Toxicol Pharmacol*, 31:267-279, 2000b.

SCHEUPLEIN, R.; CHARNLEY, G. & DOURSON, M. Differencial sensitivity of children and adults to chemical toxicity: I. biological basis. *Reg Toxicol Pharmacol*, 35:429-447, 2002.

SINITOX (Sistema Nacional de Informações Tóxico-farmacológicas). 1999. Disponível em: http://www.fiocruz.br/cict/informacao/intoxicacoeshumanas/sinitox2001.htm.

TILSON, H. A. Developmental neurotoxicology of endocrine disruptors and pesticides: identification of information gaps and research needs. *Environ Health Perspec*, 106: 807-811, 1998.

TORRES-ARREOLA, L. et al. Levels of Dichloro-Diphenyl-Trichloroethane (DDT) metabolites in maternal milk and their determinants factors. *Arch Environ Health*, 54: 124-129, 1999.

ZAHM, S.H. & WARD, M.H. Pesticides and childhood cancer. *Environ Health Perspec*, 106(3):893-908, 1998.

3

USO DOS AGROTÓXICOS NO SEMI-ÁRIDO BRASILEIRO

Lia Giraldo da Silva Augusto

A QUESTÃO AMBIENTAL E AS CONDIÇÕES DE VIDA

O contexto do semi-árido do nordeste brasileiro implica também reconhecer que o elemento ambiental é histórico e culturalmente determinado (Santos, 1992). Dessa forma, ao se tratar das questões relacionadas ao semi-árido, todo e qualquer fatalismo ou conformismo deve ser superado. Para que se possa criar uma perspectiva que inclua de fato as ações de promoção e prevenção em saúde nessa região, faz-se necessário um modo novo de abordar os fatos relacionados a esse contexto.

O grande problema do semi-árido nordestino não é a seca, mas sim a pobreza e a ausência de políticas públicas efetivas para desenvolvimento social dessa região. A seca é um fenômeno que precisa ser tratado em sua totalidade e em todas as formas em que ela se apresenta (Andrade, 1998). Trata-se de um problema perene, que deve ser compreendido não só por ocasião em que se manifesta. A seca tem suas bases físico-climáticas e suas causas sociopolíticas. Trata-se de uma situação que, pelas proporções que toma, tem importância nacional, sendo um problema de todos, quer do ponto de vista da nação, quer do ponto de vista humano. No Brasil, este é um tema sempre atual, pois, em sua história, a falta de água, as perdas de produção, a emigração e o flagelo relacionados à seca do Nordeste são recorrentes.

Onde há sofrimento, com certeza há menos saúde; assim, as populações das regiões semi-áridas deveriam constituir-se em uma preocupação específica para a saúde pública brasileira. A construção das estratégias de intervenção sobre o meio, que objetivam melhorar a qualidade da vida, em situações adversas, deveria levar em conta os desafios da própria natureza. A análise dos riscos, decorrentes das ações antrópicas, deveria ser centrada nos aspectos histórico e estrutural de todos os processos que conformam as condições de vida e os comportamentos, quer seja das populações ou dos governos.

O Nordeste corresponde a cerca de 27% da população brasileira e a 18,27% do território nacional, dos quais 60% estão no semi-árido (Andrade, 1998). Sabe-se que a seca é um fenômeno da natureza muito anterior ao processo da colonização, mas que, com a ocupação e as atividades produtivas, principalmente da agricultura e da pecuária, aumentou seus ciclos em freqüência e duração.

O semi-árido brasileiro ocupa uma área total de 974.752 km² nos estados do Nordeste (86,48%), com exceção do Maranhão. O norte do estado de Minas Gerais (107.343,70 km² ou 11,01%) e o norte do Espírito Santo (24.432,70 km² ou 2,51%) também estão aí incluídos (Embrapa, 2003).

Pode-se dizer que a história da seca se confunde com a dinâmica de ocupação do Nordeste, que está marcado, do ponto de vista ambiental, por um processo de intenso desflorestamento e de erosão de um solo que já era extremamente frágil, do ponto de vista geofísico. A sobrevivência das populações nesse ambiente ajudou moldar o caráter dos indivíduos e suas estratégias para o enfrentamento dos desafios diante da vida.

Quando esses territórios eram apenas ocupados pelos povos indígenas, há mais de 10.000 anos, como comprovam diversos sítios arqueológicos na região, o comportamento nômade e a inexistência da propriedade da terra permitiam o livre ir e vir de toda a tribo, em busca de alimento e de água. Assim, a seca, para esses povos primitivos, não constituía uma tragédia, mas sim um acontecimento da natureza.

A fixação do homem deu-se a partir da propriedade da terra e do direito de explorá-la, o que inicialmente foi feito com o trabalho escravo e depois por outras formas atuais, que não se diferenciam muito da primeira. Outro importante elemento, o modo de produção, desenvolvido nessas áreas vulneráveis, agravou as condições ambientais e tornou mais freqüentes e prolongados os períodos de estiagem.

AS RAZÕES GEOCLIMÁTICAS DA SECA

A evaporação das águas no semi-árido é muito alta, por força do sol e do vento e pela falta de plantas e outras coberturas naturais suficientes. Além disso, as chuvas na região não caem regularmente e cerca de 50% dos terrenos são de origem cristalina, rocha dura que não favorece a acumulação de água; os outros 50% são representados por terrenos sedimentares, com boa capacidade de armazenamento de águas subterrâneas (Caritas, 2003).

Apenas dois rios permanentes cortam o semi-árido: o São Francisco e o Parnaíba. Os demais aparecem de forma intermitente (apenas nos períodos de chuva), desempenhando, contudo, um papel fundamental na dinâmica de ocupação dos espaços nessa região. A hidrológica caracteriza-se por uma pequena, mas bem distribuída ocorrência de chuvas. Elas são suficientes apenas para dar suporte à agricultura de subsistência e às pastagens (Caritas, 2003).

As secas podem ser classificadas em agrícolas e efetivas. A seca agrícola, também conhecida como 'seca verde', acontece quando há chuvas abundantes, mas mal distribuídas em termos de tempo e espaço. A seca efetiva ocorre quando há baixa precipitação e má distribuição de chuvas, tornando difícil a alimentação das populações e dos rebanhos e impossibilitando a manutenção dos reservatórios de água para consumo humano e animal (Caritas, 2003).

O Nordeste já enfrentou secas desse tipo em 1983, quinto ano consecutivo da estiagem que assolou a região a partir de 1979. O ano de 1993, quarto de inverno irregular, também trouxe um longo período de seca para os nordestinos. Nessa época, houve falência total das lavouras e esgotamento das reservas hídricas. Não é apenas o semi-árido que sofre com os efeitos da seca. O fenômeno atinge também o agreste, a área canavieira e cacaueira e até as serras úmidas. Com tal abrangência, agrava-se a situação econômica regional e ocorre a crescente descapitalização do homem do campo (Andrade, 1998).

O Polígono das Secas compreende a área do Nordeste brasileiro reconhecida pela legislação como sujeita a repetidas crises de longas estiagens e, conseqüentemente, objeto de especiais providências do setor público. É composto de diferentes zonas geográficas, com distin-

tos índices de aridez. Em algumas dessas zonas, o balanço hídrico é acentuadamente negativo, onde somente se desenvolve a caatinga hiperxerófila – com grande capacidade para armazenar água. Em outras, verifica-se balanço hídrico ligeiramente negativo, desenvolvendo-se a caatinga hipoxerófila – com pequena capacidade para armazenar água (Embrapa, 2003).

Existem também áreas de balanço hídrico positivo e presença de solos bem desenvolvidos. Contudo, nessas áreas, ocorrem secas periodicamente que, na maioria das vezes, representam grandes calamidades, ocasionando sérios danos à agropecuária nordestina e graves problemas sociais.

O segmento de 962.857,3 km² da área do semi-árido situa-se no Polígono das Secas, delimitado em 1936, pela Lei 175, e revisado em 1951. O Polígono abrange oitos estados nordestinos, além de parte do norte de Minas Gerais. Pela Constituição de 1946, art. 198, parágrafos 1º e 2º, foi regulamentada e disciplinada a execução de um plano de defesa contra os efeitos da denominada seca do Nordeste (Caritas, 2003).

AS ESTRATÉGIAS DE CONVIVÊNCIA COM A SECA

As vítimas da seca não podem ser entendidas como aquelas pessoas que decidiram viver em um ambiente inóspito, por um risco mal calculado. Não se trata de uma opção consciente de assumir ou de aceitar o risco (Augusto, 2001).

Conforme a conceitua Euclides da Cunha (2000), a seca, é "uma variante trágica". "O sertanejo adivinha-a, prefixa-a graças ao ritmo singular com que desencadeia o flagelo". Um historiador inglês Henry Thomas Buckle (1821-1862), citado pelo autor de *Os Sertões* (Augusto, 2001), afirmava que o homem não se afeiçoa nunca às calamidades naturais que o rodeiam.

Mas, para Euclides da Cunha, o sertanejo era uma exceção à regra, pois

> a seca não o apavorava. Ela, é um complemento à sua vida tormentosa, emuldurando-a em cenários tremendos (...). Com escassos recursos das próprias observações e das dos seus maiores, em que ensinamentos práticos se misturam a extravagantes crendices, [o sertanejo] tem procurado estudar o mal, para conhecer, suportar e suplantar. (Cunha, 2000: 112)

O grande escritor relata com detalhes as estratégias do sertanejo, que se “aparelha com singular serenidade para a luta”:

> Dois ou três meses antes do solstício de verão (...) fortalece os muros dos açudes, ou limpa as cacimbas. Faz os roçados e arregoa as estreitas faixas de solo arável à orla dos ribeirões. Está preparado para as plantações ligeiras à vinda das primeiras chuvas. Procura em seguida desvendar o futuro, volve o olhar para as alturas; atenta longamente nos quadrantes, e perquire os traços mais fugitivos das paisagens. Os sintomas do flagelo despontam-lhe, então, encadeados em série, sucedendo-lhe inflexíveis, como sinais comemorativos de uma moléstia cíclica. (...) pintam as caatingas, aqui, ali, por toda parte, mosqueadas de tufos pardos de árvores marcescentes, cada vez mais numerosas e maiores, lembrando cinzeiros de uma combustão abafada, sem chamas; e greta-se o chão; e abaixa-se vagarosamente o nível das cacimbas (...) os dias (...) transcorrem abrasantes, à medida que as noites vão tornando-se cada vez mais frias. A atmosfera absorve-lhe, com avidez de esponja, o suor na fronte. E ao descer das tardes, dia a dia menores e sem crepúsculo, considera, entristecido, nos ares em bandos, as primeiras aves emigrantes. (...) É o prelúdio da sua desgraça. Vê-o acentuar-se, num crescendo, até dezembro. Precautela-se: revista, apreensivo, as malhadas. Percorre os logradouros longos. Procura entre as chapadas que se esterilizam várzeas mais benignas para onde tange os rebanhos. (Cunha, 2000: 112-113)

Então, diante da seca que se advinha, o sertanejo recorre aos seus mitos:

> É a experiência tradicional de Santa Luzia. No dia 12 ao anoitecer expõe ao relento, em linha, seis pedrinhas de sal, que representam, em ordem sucessiva da esquerda para a direita, os seis meses vindouros, de janeiro a junho. Ao alvorecer de 13 observa-as: se estão intactas, pressagiam a seca; se a primeira apenas se deliu, transmudada em aljôfar límpido, é certa a chuva em janeiro; se a segunda em fevereiro; se a maioria ou todas é inevitável o inverno benfazejo. (Cunha, 2000: 113)

Embora de base supersticiosa, essa é uma experiência empírica, visto que dela

> se colhe a maior ou menor dosagem de vapor d’água nos ares, e, dedutivamente, maiores ou menores probabilidades de depressões barométricas, capazes de atrair o afluxo das chuvas. (...) Entretanto, embora tradicional, esta prova deixa ainda vacilante o sertanejo. Nem sempre desanima, ante seus piores vaticínios. Aguarda, paciente, o

> equinócio da primavera, para definitiva consulta aos elementos. Atravessa três longos meses de expectativa ansiosa e no dia de São José, 19 de março, procura novo augúrio, o último. (Cunha, 2000: 113)
>
> Aquele dia é para ele o índice dos meses subseqüentes. Retrata-lhe, abreviadas em doze horas, todas as alternativas climáticas vindouras. Se chove durante desse dia, será chuvoso o inverno; se ao contrário, o sol atravessa abrasadoramente o firmamento claro, estão por terra as suas esperanças. A seca é inevitável, resignado e tenaz, com a placabilidade superior dos fortes, encara de fito a fatalidade incoercível; e reage", "o seu primeiro amparo é a fé religiosa. (Cunha, 2000: 113)

O 'ajuste' do homem a esse ambiente hostil, sua percepção da nocividade, sua adaptação às condições perigosas e a solução do seu conflito entre riscos e benefícios são decorrentes de um nexo complexo entre fatores sociais, culturais e suas relações com o ambiente, na luta pela sobrevivência. De acordo com esse contexto social, o homem do semi-árido apresenta determinadas atitudes com relação aos meios de sobrevivência e desenvolveu mecanismos próprios de tomadas de decisão e de controle sobre sua vida.

Como medida de sobrevivência, o sertanejo se vale da vegetação da caatinga que é

> o seu celeiro agreste. Talha em pedaços os mandacarus..., ou as ramas verdouras dos juazeiros; derruba as estipetas dos ouricuris e rala-os, amassa-os, cozinha-os, fazendo um pão sinistro... (Cunha, 2000: 115).
>
> O homem dos sertões mais do que qualquer outro está em função imediata da terra. É uma variável dependente no jogar dos elementos. Da consciência da fraqueza para os debelar (...) a dependência da tutela do sobrenatural. (Cunha, 2000: 114)

As políticas públicas dirigidas a essa região, historicamente, pouco levaram em consideração as características socioambientais da população sertaneja. Em 1857, foi instituída a política de açudagem para tentar solucionar o problema, sem, entretanto, levar em conta o modelo fundiário dominante. Apresentava uma clara orientação para a proteção da produção agrícola dos grandes proprietários e pouco ou nada atendia à população majoritária das áreas atingidas. Mantinha-se, assim, o modelo de dominação, de esmola nos períodos de estiagem e de preservação do clientelismo político, perpetuando as relações de poder oligárquicas, ainda presentes no Nordeste brasileiro, e o enriquecimento de setores minoritários, com a chamada 'indústria da seca' (Andrade, 1998).

Conforme o entendimento dos técnicos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), o semi-árido não significa seco. O semi-árido brasileiro é um dos mais úmidos do planeta. Na maioria das zonas áridas de outros países, a precipitação média anual é da ordem de 80 a 250 mm. No nosso trópico semi-árido, a média de precipitação anual é de 750 mm (Embrapa, 2003).

O total de chuvas nessa região é de 700 bilhões de m^3 por ano. Isto equivale a um volume vinte vezes superior ao da barragem de Sobradinho, que é o maior reservatório de água do Nordeste brasileiro. No entanto, o solo e o clima não ajudam a guardar a água das chuvas pela via natural. Toda vez que a precipitação é desordenada ou quando fica sem chover durante um tempo mais longo, a sede e a fome tomam conta da vida de muita gente, trazendo sofrimento, principalmente, para os que já vivem de forma precária (Embrapa, 2003).

O semi-árido nordestino ainda perde, em média, cerca de 34 bilhões de m^3 de água de chuva por ano, devido à falta de empenho dos gestores públicos ou ao desconhecimento das tecnologias que captam e armazenam essas águas (Embrapa, 2003). É uma opinião corrente, nos dias atuais, que se pode mudar a maneira de viver no semi-árido, ou melhor, de conviver com ele, uma vez que a sua natureza não pode ser transformada. Nesse sentido, a orientação tem sido a de guardar com cuidado as águas das chuvas, quando essas chegam, e fazer um uso adequado dela. Com isso, passa-se a 'fazer água' (Caritas, 2003).

A agricultura irrigada nessa região é insustentável, a cultura viável deveria ser a de sequeiro, como era antes do advento da "revolução verde". As tecnologias chamadas modernizadoras, caracterizadas pela mecanização, uso de agrotóxicos, irrigação e monocultura, foram introduzidas sem considerar as características socioambientais dessas regiões, agravando as desigualdades sociais locais, intensificando o êxodo rural e a pobreza tanto do campo como das cidades.

AS IMPLICAÇÕES DOS AGROTÓXICOS PARA A SAÚDE NO CONTEXTO DO SEMI-ÁRIDO

O modelo químico-dependente e dominante em todas as regiões tropicais e subtropicais do Brasil foi concebido nos países temperados e introduzido na década de 60 de forma global. Esse modelo, denominado 'modernizador' da agricultura foi intensificado, na década de 70, pelo Plano Nacional de Defensivos Agrícolas (PNDA), que determinou sua introdução com uma enorme velocidade e de forma desregulamentada. No Nordeste, essa situação foi muito mais grave pelas condições socioeconômicas e ambientais adversas da região.

Pode-se dizer que há um grave problema de saúde pública na região Nordeste produzido pela extensiva exposição humana aos agrotóxicos, pela contaminação ambiental, particularmente da água para abastecimento e consumo humano, e também pela contaminação de alimentos. Vive-se hoje uma situação de descontrole sanitário em relação aos agrotóxicos.

Esse quadro se deve principalmente a: 1) ausência de um efetivo sistema de vigilância ambiental e de saúde, no qual estejam contemplados os elementos de informação, educação, fiscalização, orientação e assistência técnica por parte dos órgãos de saúde, agricultura, trabalho e ambiente; 2) insuficientes investimentos em ciência e tecnologia voltados para este setor, no sentido de induzir tecnologias mais adequadas para a solução fitossanitária, tais como a cultura orgânica, a de manejo integrado de pragas ou a de agroecologia, passíveis de aplicação nas condições socioambientais do semi-árido; 3) uma permissiva propaganda das indústrias químicas; 4) uma política de financiamento da agricultura que incentiva o uso descontrolado de agrotóxicos através do crédito agrícola e 5) ausência de incentivos para outras tecnologias sustentáveis de produção.

No Nordeste, a expansão da agricultura esteve atrelada à manutenção de uma estrutura fundiária concentrada e polarizada onde, em boa parte, um pequeno grupo controla a maioria das terras e os instrumentos de produção. E nos casos dos pequenos produtores, a desigualdade no acesso à orientação técnica, aos meios tecnológicos, aos créditos e acesso dos mercados consumidores acarreta desvantagens intransponíveis, levando ao êxodo rural e à manutenção de uma agricultura apenas de subsistência.

À medida que o processo de modernização e urbanização se desenvolve, as relações de trabalho no campo se configuram em novas dimensões. A tecnologia moderna de produção agrícola, utilizada por um setor de empresas, submete cada vez mais o trabalhador rural ao assalariamento temporário e ao seu deslocamento para a cidade (Gonzaga & Santos, 1992).

A capitalização da produção rural se desenvolveu, principalmente, a partir dos anos 60, quando o Estado passa a investir na aquisição de insumos químicos e maquinarias modernas. Nessa fase da história do país, combinadas à política, tais mudanças submeteram o trabalhador a esse novo padrão tecnológico, importado e inadequado aos ambientes e à cultura agrícola tradicionalmente desenvolvida no Nordeste.

O poder ou a submissão desde o início do desenvolvimento agrário brasileiro é determinado então pela posição social que o produtor rural ocupa nas relações de produção capitalista. Dessa maneira, para o entendimento do processo saúde-doença das populações de trabalhadores rurais, é indispensável considerar as relações de produção existentes, que permitem a distribuição desigual da riqueza produzida, o acesso diferenciado aos meios de produção, à renda, ao consumo, ao lazer, aos incentivos do Estado, aos financiamentos, às políticas sociais etc. (Garcia, 1996).

Nesse cenário, a contaminação ambiental bem como os danos à saúde das populações rurais são testemunhos de todo o processo histórico de insustentabilidade do desenvolvimento rural brasileiro. No semi-árido, a contaminação ambiental é agravada pela escassez dos recursos hídricos, pela prática de reservar água superficial (açudagem) e pela falta de uma adequada política de acesso e de controle da qualidade da água para consumo humano e produção, que ameaçam os poucos mananciais disponíveis nessas regiões.

Embora haja evidências suficientes de contaminação dos açudes, com conseqüente comprometimento da qualidade das águas, essas situações ainda não são devidamente avaliadas, principalmente os impactos para a saúde, para o ambiente e para a biodiversidade. Nesse sentido, são imperiosos estudos sobre a saúde, o ambiente e os recursos hídricos, visando a uma compreensão dos processos de poluição e danos à saúde.

Dos poucos mais de sessenta trabalhos apresentados em congressos e simpósios, nacionais e internacionais nos últimos cinco anos, segundo Graziano Neto (1982), sobre os vários aspectos da limnologia na região

nordestina, somente dois estudos abordaram os aspectos de contaminação dos açudes com insumos agrícolas, sejam eles agrotóxicos sejam adubos químicos.

As águas dos açudes no semi-árido nordestino são utilizadas, sem qualquer tratamento prévio, para diversas finalidades: abastecimento urbano, consumo local, dessedentação de animais, irrigação, lazer e para atender necessidades primárias, como banho, lavagem de roupas e outras atividades domésticas.

As aplicações intensivas de agrotóxicos e fertilizantes em solos agricultúráveis, junto com as precipitações intensas, concentradas em algumas épocas do ano, ou pela irrigação, provocam forte escoamento superficial, contaminando, assim, os recursos hídricos disponíveis.

A agricultura no Nordeste é absolutamente químico-dependente, utiliza fertilizantes e agrotóxicos como se fossem as únicas tecnologias de produção possíveis. São ainda incipientes as experiências de reconversão tecnológica para um modelo de agricultura sustentável. Como agravante, há ainda o fato de que o conhecimento que os agricultores nordestinos dispõem sobre os riscos do uso adequado desses produtos é extremamente baixo.

Embora proibido o uso de organoclorados, em recente estudo em Camocim de São Félix (município do agreste meridional de Pernambuco), comprovou-se a presença dessas substâncias nos cursos d'água locais e em tomates produzidos na região (Araújo, 1998; Augusto & Araújo, 1999; Araújo, Augusto & Puppo, 2000; Araújo, Telles & Augusto, 2000).

A presença de resíduos de agrotóxicos em produtos agrícolas, alguns proibidos, constitui um grave problema de segurança alimentar para a saúde da população em geral e, em particular, dos trabalhadores e de suas famílias. As crianças são as mais afetadas. Elas ingerem produtos diretamente das plantações, porque estão no campo junto com os pais e por serem elas normalmente que cuidam da mistura de agrotóxicos e fazem, ou auxiliam, a aplicação (Araújo, Telles & Augusto, 2000).

Também, devido à alta prevalência de doenças endêmicas no Nordeste, esses produtos, em especial o DDT, foram utilizados maciçamente para o controle e erradicação de vetores, persistindo até hoje no ambiente, por seu efeito residual de longa duração. Por essas razões, o monitoramento dos Produtos Orgânicos Persistentes (POPs) e de ou-

tros organoclorados merece uma investigação diferenciada com o objetivo de serem eliminados da horticultura.

Sabemos que o uso maciço de agrotóxicos produz impactos negativos também na produção agrícola. Uma dessas conseqüências é a resistência que as pragas desenvolvem aos agrotóxicos e, por conta disso, cada vez mais são requeridos novos compostos e em maior quantidade, tornando esse modelo insustentável.

Um exemplo disso é a atual invasão da mosca branca, uma praga altamente resistente, que atinge cerca de 80% de todas as culturas e está causando grandes prejuízos às lavouras (Brasil, 1989). Todos esses fatores afetam o custo da produção, direta ou indiretamente, onerando o agricultor e o consumidor.

Um importante impacto ambiental dos agrotóxicos e dos fertilizantes químicos é a destruição da microflora dos solos e a produção de acidez, exigindo dos agricultores a utilização cada vez maior e mais dispendiosa de 'tratamentos' para o solo. A mudança deste modelo requer uma reestruturação produtiva que deve ser apoiada por políticas públicas integradas (Augusto, Florêncio & Carneiro, 2001).

Na questão ambiental, deve-se considerar ainda que o descarte de embalagens no campo é uma outra importante fonte de contaminação das águas e do solo, diminuindo ainda mais a capacidade de suporte ambiental do semi-árido. Em Pernambuco, somente no ano de 1997, foram lançadas ao ambiente cerca de 771.435 embalagens plásticas, correspondendo a 115.738 kg e 27.627 embalagens de vidro, correspondendo a 39.373 kg (Andef, 1999).

Tendo em vista a conhecida ineficácia dos equipamentos de proteção individual (EPI) para prevenir danos à saúde dos trabalhadores expostos aos agrotóxicos, o importante a ser considerado, para a questão de proteção à saúde, são as medidas de controle de risco de caráter coletivo, representadas por mudanças nos processos de trabalho e no ambiente, associadas à higiene pessoal com instalações de equipamentos sanitários nos locais de trabalho (Augusto, Florêncio & Carneiro, 2001).

Tantos são os problemas decorrentes do modelo agrícola químico-dependente, que só se pode vislumbrar uma mudança nessa situação de riscos pelo uso de tecnologias adequadas. Como a introdução da agricultura orgânica, ou do manejo integrado de pragas, ou da agroecologia.

Nesse sentido, deveria ser instituída uma ampla (re-)educação no processo de produção agrícola, o que implica a construção de um pacto social que permita o enfrentamento desses problemas. Portanto, nenhum projeto de investigação neste campo deveria ser conduzido sem o compromisso de estimular uma nova aliança em prol da sustentabilidade (Augusto, Florêncio & Carneiro, 2001).

A inserção diferenciada de homens, mulheres e crianças na atividade produtiva obriga considerar a importância do gênero e da idade nos estudos sobre o impacto da exposição aos agrotóxicos na saúde humana (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, 1990), bem como a escolaridade.

Estudos realizados no Agreste pernambucano demonstraram que são os analfabetos totais ou parciais que realizam as operações de preparo e aplicação dos agrotóxicos, contrariando-se a lei (Araújo, 1998). Essa é uma condição social fundamental da vulnerabilidade dessa população aos riscos oriundos do modelo hegemônico de produção de base químico-dependente, que se sustenta pela exploração do homem e da natureza.

A qualificação profissional e a regulamentação do trabalho rural são também condições estratégicas para a promoção da saúde. Estudos realizados em diversas cidades agrícolas de Pernambuco demonstraram haver um padrão social, ambiental e de risco bastante similar. Pode-se considerar que se trata de grupos bastante homogêneos quanto às condições de trabalho, de seguridade social e de perfil epidemiológico (Araújo, 1998; Augusto, Florêncio & Carneiro, 2001).

A sustentabilidade da agricultura exige uma solução integrada para o modelo agrário dominante químico-dependente, concentrador de terra e desigual quanto ao acesso à tecnologia, ao crédito e ao mercado. Os programas de desenvolvimento rural deveriam incorporar, além dos aspectos produtivos e econômicos, o fortalecimento do nível local, das ações de saúde, do controle ambiental, da organização da população, das ações de educação com caráter emancipatório e voltado para o exercício da cidadania.

Para o Nordeste, pode-se entender que são válidos diversos pressupostos. O primeiro, de que a deterioração ambiental e da saúde se relacionam de maneira direta com a implantação de um estilo tecnológico ambiental e socialmente inadequado das práticas agrícolas. O segundo,

de que tal prática tem levado a prejuízos sociais – aumento dos custos da produção, maior dependência das condições de financiamento, crescente necessidade de insumos agrícolas, aumento nos danos à saúde humana e ao ambiente. O terceiro, de que a utilização adequada de insumos agrícolas orgânicos e a substituição dos agrotóxicos tendem a evitar a crescente deterioração do solo, da água e da saúde das populações expostas. O quarto, de que os ambientes sujeitos a períodos de estiagens prolongadas são particularmente vulneráveis aos impactos negativos do uso de agrotóxico quer seja pelas alterações físico-químicas do solo, quer pelo avanço da ocupação produtiva no entorno e até mesmo nos leitos de cursos d'água e açudes que se tornam contaminados.

O trabalho na área agrícola do Nordeste é historicamente desregulamentado, estando esses grupos populacionais totalmente à margem do estado de direito. Os trabalhadores rurais do Nordeste, em especial do semi-árido, não têm acesso às legislações relativas à regulamentação do uso de agrotóxicos, à segurança no trabalho e ao direito previdenciário. Em relação à saúde, quando têm acesso, só o fazem pelo Programa de Atenção Básica que desconhece, na prática, as doenças do trabalho e as decorrentes dos ambientes contaminados, bem como as medidas de prevenção.

CONCLUSÃO

O sertanejo, apesar da herança dolorosa de um sem número de terríveis episódios de seca, alimenta todo o tempo o transe de esperança, forjando nele suas estratégias de sobrevivência. O sertanejo faz a sua parte, no limite de suas possibilidades, e cabe ao Estado e a toda sociedade compreender que as políticas públicas para o semi-árido brasileiro requerem ações integradas que levem em consideração a vulnerabilidade de seu sistema socioambiental (Embrapa, 2003).

Como afirma Andrade (1981), desde que o governo definiu, em 1958, a região do trópico semi-árido brasileiro como o Polígono das Secas, em nada contribuiu para o seu desenvolvimento. O caminho da sustentabilidade implica o uso de tecnologias mais saudáveis para o homem e com menor poder de degradação ambiental.

A abordagem adequada seria valer suas peculiares características climáticas, para a produção de alguns importantes alimentos próprios para essa região e de biomassas com maior e mais racional aproveitamento de suas riquezas minerais.

A agricultura continua sendo uma alternativa econômica viável para o trópico semi-árido. É possível intensificar a produção de vegetais nativos com a lavoura seca, tais como o algodão arbóreo, o milhete, o sorgo, a mamona, o amendoim, o gergelim, o feijão e a mandioca (Andrade, 1981).

Essas culturas podem e devem ser estimuladas com a lavoura de "sequeira" e também a reconversão tecnológica para o plantio orgânico, de tipo agroflorestal, deve ser subsidiada. A monocultura e os agrotóxicos devem ser abolidos do semi-árido, seja pela necessidade de implementar uma política agrária familiar, seja pela necessidade de proteção desse ambiente vulnerável. Se os agrotóxicos são nocivos em qualquer situação, no semi-árido ainda é muito mais (Andrade, 1981).

Nas áreas de influência do rio São Francisco, que integra o Polígono das Secas, há que se considerar que suas águas precisam ser protegidas da contaminação oriunda da agricultura irrigada, que é praticada principalmente na região média e submédia de seu vale. Assim, a gestão do desenvolvimento dessa região, considerando como unidade de planejamento a bacia hidrográfica do São Francisco, é uma estratégia importante para sua sustentabilidade.

Não há razão para responsabilizar as condições naturais e as secas, em particular, pelo subdesenvolvimento e pelos problemas sociais que afetam as populações das regiões semi-áridas (Andrade, 1981). A maior culpa cabe aos planejadores e aos governantes, que adotam padrões de desenvolvimento oriundos de outras áreas, que objetivam a exploração e os lucros imediatos, sem dar importância à preservação ecológica e à qualidade de vida de sua população, sendo este o verdadeiro flagelo dos trópicos semi-áridos brasileiros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, M. C. As alternativas de uma região incompreendida. *Revista Brasileira de Tecnologia*, 12(1): 15-22, 1981.

ANDRADE, M. C. *A Terra e o Homem no Nordeste*. Recife: Universitária (UFPE), 1998.

ARAÚJO, A. C. P. *Importância da análise de resíduos de praguicidas para ações de saúde pública: estudo da cultura do tomate do estado de Pernambuco*, 1998. Tese de doutorado, São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo.

ARAÚJO, A. C. P.; AUGUSTO, L. G. S. & PUPPO, N. Impactos dos praguicidas na saúde: estudo da cultura do tomate. *Revista de Saúde Pública*, 34(3): 309-313, 2000.

ARAÚJO, A. C. P.; TELLES, D. & AUGUSTO, L. G. S. A questão dos praguicidas na agricultura e a situação no estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Toxicologia*, 13(1): 25-30, 2000.

ANDEF (Associação Nacional de Defensivos Agrícolas). *Manual para Destino Final das Embalagens de Agrotóxicos*. São Paulo: Andef, 1999.

AUGUSTO, L. G. S. Riscos ambientais em contextos sociais vulneráveis. *Rev. Bahia: Análise & Dados* 10 (4): 253-259, 2001.

AUGUSTO, L. G. S. & ARAÚJO, A. C. P. Tomato production in Brasil: poor working conditions and high residues. *Pesticides News*, 40(1): 12-15,1999.

AUGUSTO, L. G. S.; FLORÊNCIO, L. & CARNEIRO, R. M. (Orgs.) *Pesquisa (ação) em Saúde Ambiental: contexto, complexidade, compromisso social*. Recife: Universitária (UFPE), 2001.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Lei n. 7.802/89 art. 6º, parágrafo 3º, 12 jun. 1989. D.O.U., Brasília, p. 11.459-11.460.

CARITAS BRASILEIRA (Rede Caritas Internacionalis). Promover a Convivência com o Semi-árido. Cartilha Água de Beber: encontros comunitários sobre o gerenciamento de águas no semi-árido. Disponível em: http://www.cliquesemiárido.org.br. Acesso em 09/09/2003.

CUNHA, E. *Os Sertões*. Rio de Janeiro: Francisco Alves, 2000. (Coleção Os Grandes Nomes do Pensamento Brasileiro)

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Semi-Árido. Diagnóstico do Semi-árido. Disponível em: http://www.cpatsa.embrapa.br. Acesso em: 09/09/2003.

GARCIA, E. G. *Segurança e saúde no trabalho rural com agrotóxicos: contribuição para uma abordagem mais abrangente*, 1996. Dissertação de mestrado, São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo.

GONZAGA, M. C. & SANTOS, S. O. Avaliação das condições de trabalho inerentes ao uso de agrotóxicos nos municípios de Fátima do Sul, Glória de Dourados e Vicentina (MS), 1990. *Revista Brasileira de Saúde Ocupacional*, 20(76): 42-46, 1992.

GRAZIANO NETO, F. *Questão Agrária e Ecologia: crítica da moderna agricultura*. São Paulo: Brasiliense, 1982.

ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN. *Código internacional de conducta para la distribuición y utilización de plaguicidas*. Roma: FAO, 1990. (Versão corrigida).

SANTOS, M. *Espaço & Método*. 3. ed. São Paulo: Nobel, 1992.

4

EXPOSIÇÃO AOS AGROTÓXICOS E CÂNCER AMBIENTAL

Sergio Koifman
Ana Hatagima

INTRODUÇÃO

O câncer agrega um conjunto de doenças que resultam de uma série de alterações no DNA em uma única célula ou clone desta célula levando à perda da função normal, crescimento aberrante ou descontrolado e, em muitos casos, a metástases. Vários genes, freqüentemente mutados ou perdidos, têm sido identificados e entre eles estão alguns proto-oncogenes e genes supressores de tumor, cujas funções incluem a indução da proliferação celular em situações específicas e a interrupção da proliferação em células danificadas, respectivamente. Além destas, outras mutações também podem ocorrer em genes envolvidos no reparo de DNA, no controle do ciclo celular, na angiogênese e na produção da telomerase (Brennan, 2002). O padrão de perdas ou mutações é complexo, mas na maioria dos tumores esse evento ocorre em, pelo menos, um proto-oncogene e em um ou mais genes supressores de tumor na célula em questão, resultando em uma proliferação celular descontrolada (Vogelstein & Kinzler, 1998).

Os carcinógenos químicos são compostos eletrofílicos que atacam o núcleo de carga negativa do DNA, podendo causar mutações que, por sua vez, aparentemente iniciam uma cadeia de eventos que leva ao câncer. Para que uma célula cancerosa se produza, é necessária uma longa série de eventos capazes de agredir continuamente o DNA celular. Assim, acredita-se que uma célula de câncer de cólon se formaria a partir de pelo menos

oito diferentes mutações em uma única célula, enquanto na leucemia cerca de sete mutações distintas seriam necessárias (Alberts et al., 2000). O processo da carcinogênese era descrito, até pouco tempo, como uma progressão ordenada da célula em três estágios específicos: a *iniciação tumoral*, que embora irreversível, pode permanecer isolado e dormente por longo tempo, sem que o câncer como processo expansivo se estabeleça. Se esta célula cancerosa recebe, também de forma contínua, estímulos químicos (como a exposição ao benzopireno originado da combustão do fumo) ou físicos (radiação ionizante) para a multiplicação, uma segunda etapa do processo da carcinogênese, a *promoção tumoral*, se inicia. Esta, embora reversível se interrompido o estímulo ambiental, adquire, entretanto, um caráter de irreversibilidade na vigência da continuidade temporal das exposições ambientais fomentadoras deste processo. Assim, ocorre uma evolução para a fase de *progressão tumoral*, quando múltiplas células cancerosas, clones da primeira célula cancerosa formada na fase de iniciação, passam a invadir os tecidos adjacentes e, posteriormente, constituem tecidos neoformados similares em áreas distantes, mediante a penetração nos vasos sanguíneos possibilitando a formação de metástases (Franks & Teich, 1987).

Este modelo simplificado tem sido alterado pelas novas descobertas de que o câncer resulta de uma sucessão de eventos genéticos e epigenéticos, cuja ordem pode variar (Weinstein, Santella & Perera, 1995; Perera, 1996). O modelo atualizado pressupõe que o câncer resulta do acúmulo de alterações na estrutura ou expressão de certos genes vitais por mecanismos variados, a saber, mutação pontual induzida pelos aductos de DNA-carcinógeno, amplificação gênica, translocação, perda cromossômica, recombinação somática, conversão gênica ou metilação do DNA (Venitt, 1994; Perera, 1996). No centro deste modelo estariam os oncogenes e os genes supressores de tumor que codificam proteínas importantes para a regulação e controle do ciclo celular (Bishop, 1991). Mutações nestes genes podem resultar na ausência da proteína, produtos protéicos alterados ou quantidades anormais da proteína normal desregulando o crescimento e a diferenciação celular. Além disso, o processo da carcinogênese também pode ser influenciado por muitos outros fatores de suscetibilidade, como os genes de alto e baixo risco, etnia, idade, sexo, condições de saúde e nutrição, entre outros (Perera, 1996).

Desta forma, pode-se dizer que o câncer é causado por fatores externos e internos, estando ambos inter-relacionados. Os fatores externos se refe-

rem às exposições ambientais enquanto os internos são, na maioria das vezes, geneticamente determinados e estão relacionados à capacidade individual de se defender das agressões externas. Esses fatores causais podem interagir de várias formas, aumentando a probabilidade de transformações malignas nas células normais.

A reprodução das observações referentes a este modelo vem sendo documentada de forma tão marcante no desenvolvimento do câncer em diversos tecidos, que acabou por transformar o modelo descrito num paradigma da carcinogênese, acarretando a necessidade, a luz do conhecimento científico atual, de abordá-lo na análise de qualquer agente cancerígeno potencial, como é o caso dos agrotóxicos.

Nesse sentido, a exposição a agentes químicos, dentre eles os agrotóxicos, é também uma das condições potencialmente associadas ao desenvolvimento do câncer, por sua possível atuação como iniciadores (substâncias capazes de alterar o DNA de uma célula, a qual poderá futuramente originar o tumor) e/ou promotores tumorais (substâncias que estimulam a célula alterada a se dividir).

AGROTÓXICOS E CÂNCER

Agrotóxicos

O termo agrotóxico é usado para denominar uma ampla variedade de produtos químicos utilizados para destruir ervas daninhas (herbicidas), insetos (inseticidas) e fungos (fungicidas). Esses produtos são amplamente usados na agricultura, horticultura, reflorestamento e no processamento secundário destes produtos nas indústrias (McDuffie et al., 2001).

Os organoclorados são um grupo de diversos produtos químicos sintéticos, muitos deles liberados no ambiente nas últimas décadas com a utilização de agrotóxicos ou produtos industriais. Estes agrotóxicos incluem, por exemplo, o *dichlorodiphenyl-trichoroethane* (DDT), muito usado nos Estados Unidos, de 1940 até 1960, para o controle de insetos no manejo de florestas, na agricultura e na proteção nas contruções. O uso intenso de DDT nos EUA ocorreu no início de 1960, sendo banido em 1972. Os *biphenyls polychorinated* (PCBs) também foram extensivamente usados nos

EUA como fluidos dielétricos em transformadores e capacitores elétricos, lubrificantes e na manufatura de produtos como tintas e papel até seu uso ser interrompido em 1977. Os PCBs representam uma ampla classe diversificada de vários produtos químicos organoclorados que inclui 209 grupos, sendo alguns mais comumente utilizados em produtos comerciais do que outros (Longnecker, Rogan & Lucier, 1997). As dioxinas também são organoclorados e são produzidas pela combustão de produtos em processos industriais ou como contaminantes de herbicidas. Outros organoclorados incluem agrotóxicos usados em quantidades menores como *o lindane e hexachlorobenzene* (Calle et al., 2002).

Embora o uso de DDT e PCBs tenha sido banido nos EUA desde 1970, alguns destes compostos organoclorados se acumularam e persistem no ambiente. Esses compostos são lipofílicos, degradam lentamente e bioacumulam na cadeia alimentar, podendo ser encontrados no tecido adiposo, sangue e leite humano. Os principais resíduos de organoclorados encontrados nos tecidos humanos são o *dichlorodiphenyl-dichloroethylene* (DDE) e os principais metabólitos de DDT e PCBs. Os níveis nos tecidos humanos estão positivamente associados com a idade (Kutz, Wood & Bottimore, 1991) como um resultado do acúmulo no ambiente e dos maiores níveis de exposição.

As formulações dos agrotóxicos são misturas complexas que incluem além do ingrediente(s) ativo(s), vários outros componentes como solventes, agentes umidificantes e emulsificantes e aditivos. Além disso, é comum na agricultura que diferentes formulações sejam simultaneamente utilizadas com combinações variadas dependendo da época e do tipo de cultura. Isto torna a exposição complexa, e o biomonitoramento de compostos específicos para a avaliação da exposição se torna muito difícil. Os possíveis efeitos tóxicos de tais exposições complexas ainda são desconhecidos e as informações da toxicidade relacionada apenas aos ingredientes ativos não são suficientes para avaliar o risco dos efeitos adversos dos agrotóxicos à saúde (Falck et al., 1999). Em relação à genotoxicidade, a determinação das alterações citogenéticas nos indivíduos expostos ocupacionalmente aos agrotóxicos pode ser utilizada como marcador de efeito biológico precoce fornecendo um quadro geral da exposição genotóxica no trabalho aos agrotóxicos (Scarpato et al., 1996).

Exposição a agrotóxicos: aspectos biológicos

Alguns agrotóxicos como o DDT são considerados carcinógenos humanos em potencial além de promotores tumorais e são incluídos no grupo B1 (substâncias provavelmente carcinogênicas) da Agência Internacional de Pesquisa do Câncer (Iarc). O DDT assim como as bifenilas policloradas (PCBs), as dioxinas, o hexaclorociclohexano (HCH) e o hexaclorobenzeno constituem um grupo diverso de substâncias químicas sintéticas denominadas agrotóxicos organoclorados (Calle et al., 2002). Tanto o DDT como seu metabólito DDE são lipossolúveis, persistindo no ambiente ao longo do tempo e acumulando-se no tecido adiposo em níveis mais elevados que aqueles encontrados no leite materno e no sangue, graças ao processo de bioacumulação (Jaga & Brosius, 1999; Snedeker, 2001), tendo sido associados ao desenvolvimento de câncer de fígado, no trato respiratório e linfomas, apresentando efeitos na mama correlatos àqueles decorrentes da exposição ao estrogênio.

Segundo Deane et al. (apud Wagley, 1953), o DDT foi empregado pela primeira vez no Brasil num teste piloto realizado na cidade de Breves, Pará, em 1946, pela Fundação Sesp para o combate da malária, sendo em seguida empregado em outras 146 comunidades na região Amazônica. No final dos anos 90, foi redigido um acordo pelas Nações Unidas, aprovado apenas em 2001, destinado ao banimento de doze substâncias ou grupo de substâncias químicas, incluindo agrotóxicos organoclorados, dioxinas e furanos, sendo o DDT incluído na mesma, embora com banimento parcial podendo ser empregado em campanhas de saúde pública.

O uso de agrotóxicos tem aumentado mundialmente nas últimas décadas, o que pode representar um risco para diversas doenças em seres humanos, incluindo o câncer. Tem havido, entretanto, um esforço acadêmico voltado para a compreensão dos mecanismos toxicológicos envolvidos na associação entre este tipo de exposição e o desenvolvimento de câncer, particularmente quanto à plausibilidade biológica desta associação (Acquavella et al., 2003). Diversas técnicas de pesquisa básica na detecção da genotoxicidade, como o teste do cometa ou o de micronúcleos, têm sido empregadas com o objetivo de avaliar alterações que precederiam o desenvolvimento do câncer (Grover et al., 2003; Ramirez & Cuenca, 2001). Recentemente adotaram-se também propostas para o controle da exposição a tais agentes químicos, como medidas voltadas para a prevenção de alguns

tumores potencialmente associados à exposição aos agrotóxicos, sobretudo os linfomas não-Hodgkin (McDuffie et al., 2002). Entre essas medidas, encontra-se o controle da contaminação de alimentos por substâncias orgânicas, tais como poluentes persistentes como os agrotóxicos, embora sua associação com o câncer não esteja plenamente estabelecida (Fattore, Fanelli & La Vacchia 2002).

Em estudo para determinar a prevalência de micronúcleo em trabalhadores agrícolas expostos a agrotóxicos em Passo Fundo, RS, Pacheco Ade & Hackel (2002) observaram uma freqüência duas vezes maior de micronúcleo em trabalhadores com exposição direta do que em populações-controle, 14,3 e 7,1/mil células, respectivamente. Em relação ao papel da dieta na veiculação da exposição humana a agrotóxicos, supõe-se que a ingestão de alimentos mesmo contendo baixas doses de resíduos de agrotóxicos possa causar injúria tecidual, freqüentemente associada ao câncer. Além disso, a bioconcentração de organoclorados persistentes na cadeia alimentar acarreta riscos adicionais para os indivíduos que comem carne, quando comparados aos vegetarianos (Richter & Chlamtac, 2002). A alimentação à base de frutas, legumes e verduras no Brasil também pode acarretar a ingestão de resíduos de agrotóxicos (Caldas & Souza, 2000; Araújo et al., 2000).

Desregulação hormonal e tumores hormônio dependentes

Recentemente, atenção tem sido focalizada no potencial que alguns produtos químicos têm de atuar como 'disruptores endócrinos'. Um disruptor endócrino é um produto químico que interfere na função do sistema endócrino mimetizando um hormônio (devido à semelhança de sua estrutura química com a dos hormônios naturais), podendo bloquear seus efeitos. Além disso, ele pode estimular ou inibir a produção ou o transporte de hormônios. Muitos compostos organoclorados, como DDE e alguns PCBs, são considerados disruptores endócrinos porque, em ensaios experimentais, têm função estrogênica ou anti-estrogênica fraca (Calle et al., 2002). Também têm sido carcinogênicos em modelos experimentais (Iarc, 1997, 1998).

A plausibilidade biológica da associação entre a exposição a agrotóxicos e alguns tipos de câncer, sobretudo aos de natureza hormônio-dependente (câncer de mama, testículo, ovário, próstata e tireóide), parece relacionada

aos mecanismos potenciais de desregulação endócrina verificados entre os disruptores endócrinos (Cocco, 2002), sendo relativamente pouco conhecido seu impacto na população brasileira (Meyer, Sarcinelli & Moreira, 1999). Recentemente, nos Estados Unidos, um estudo evidenciou a feminização das gônadas, mediante a presença de óocitos, em sapos machos expostos ao atrazine, um dos herbicidas mais amplamente comercializados em todo o mundo e capaz de contaminar os cursos d'água (Hayes et al., 2002). Também nos EUA, um estudo epidemiológico, realizado com trabalhadores de uma fábrica produtora de atrazine e outros herbicidas relacionados a triazine, mostrou um excesso estatisticamente não significativo de casos de câncer de próstata em trabalhadores em atividade (5 casos observados e 1,3 esperados, SIR 394, 95% IC 44-260) (MacLennan et al., 2002).

Além do câncer, parecem estar associadas à exposição aos chamados disruptores endócrinos outras alterações descritas em seres humanos e animais, como a modificação na razão entre sexos ao nascimento, infertilidade, mal-formações congênitas no trato genital masculino, sobretudo criptorquidia (retenção do testículo na cavidade abdominal e não migração para a bolsa escrotal durante o período pré-natal) e hipospádia (oclusão incompleta da parede peniana no período pré-natal), modificações na qualidade do sêmen (em termos de motilidade, concentração, contagem e presença de formas anômalas).

A interpretação sobre a observação de algumas destas variações internacionais permanece, contudo, em debate. Um exemplo consiste no aumento da incidência de câncer de testículo observado em diferentes países industrializados, não havendo consenso sobre as possíveis razões para tal. Nos países escandinavos, onde a distribuição da doença é heterogênea (a Dinamarca apresenta altas taxas de incidência, ao contrário da Finlândia com taxas reduzidas), alguns autores consideram improvável a hipótese explicativa baseada na exposição a agentes químicos (Safe, 2000). Este fato, entretanto, não excluiria a hipótese de uma etiologia endócrina de certas neoplasias, como o câncer de testículo, mama e outros tumores hormônio-dependentes associados à exposição a níveis elevados de agentes químicos.

Grande número de agrotóxicos apresenta atividade potencialmente capaz de desregular o equilíbrio endócrino de seres humanos e animais, como o DDT e os herbicidas fenóxi. Por isso, os trabalhadores agrícolas podem também apresentar riscos elevados de neoplasias hormônio-depen-

dentes, uma vez que os mesmos, se comparados à população em geral, apresentam níveis mais elevados de exposição a agrotóxicos, em intensidade e duração (Buranatrevedh & Roy, 2001).

No que concerne à relação entre exposição a agrotóxicos e localização tumoral, o câncer de mama tem se evidenciado, chamando a atenção dos pesquisadores do campo. Este fato decorre, sobretudo, da similitude entre a estrutura química do DDT com a molécula de estrogênio, tendo a exposição a este hormônio sido inicialmente caracterizada como um dos prováveis fatores de risco relevantes para o câncer de mama. Assim, acredita-se que seja possível a ocorrência de uma interação de DDT e outros agrotóxicos organoclorados com os receptores estrogênicos das células, atuando, então, como falsos hormônios apresentando potencial genotóxico e carcinogênico (Jaga, 2000). Um estudo de alterações mamográficas, realizado em uma coorte de mulheres vivendo em região com uso intensivo de agrotóxicos na Grécia, revelou riscos mais elevados, estatisticamente significativos, de alterações mamográficas precursoras de câncer em mulheres expostas ocupacionalmente a agrotóxicos, observando-se uma maior detecção de câncer de mama na pré-menopausa (Dolapsakis et al., 2001).

Os resultados de diversas investigações explorando esta associação revelam, contudo, que, na maioria dos estudos, não foi constatada associação entre exposição a agrotóxicos organoclorados e câncer de mama (Calle et al., 2002; Cocco, 2002; Lopez-Carrillo et al., 2002; Gammon, 2002; Laden et al., 2001; Ward et al., 2000). No Brasil um estudo caso-controle, realizado no Rio de Janeiro para avaliar a associação entre a exposição a organoclorados e câncer de mama, mostrou resultados na mesma direção, não se observando associação entre ambos e verificando-se níveis séricos de DDE similares em casos da doença e controles (Mendonça et al., 1999).

Alguns autores têm, entretanto, alertado para o fato de que a associação entre câncer de mama e exposição a agrotóxicos organoclorados é fortemente afetada por variáveis como renda, paridade, antecedentes de aleitamento materno, índice de massa corporal e origem étnica, sustentando a necessidade de caracterização de subgrupos populacionais segundo a distribuição das mesmas na análise daquela associação (Millikan et al., 2000; Romieu et al., 2000; Snedeker, 2001).

Entretanto, têm sido relatados resultados de associação entre a exposição a alguns agrotóxicos organoclorados (PCBs e DDE) e tumores de mama

receptores negativos de estrogênio apresentando pior prognóstico na evolução que os tumores receptores positivos (Hoyer et al., 2001; Woolcott et al., 2001). Esta observação é relevante considerando-se o debate sobre a natureza do câncer de mama em relação aos tumores receptores hormonais positivos e negativos como entidades nosológicas distintas. Pesquisas mais recentes têm buscado identificar subgrupos populacionais diferenciados quanto à suscetibilidade genética na metabolização de agrotóxicos (Charles et al., 2001). Assim, em estudo caso-controle aninhado numa coorte dinamarquesa, Hoyer et al. (2002) observaram estimativas de risco elevadas, embora sem significância estatística, entre os casos de câncer de mama com o gene p53 mutante nos estratos de maior exposição a dieldrin (OR 3.53, 95% IC 0,79 -15,79) e PCBs (OR 3,00, 95% IC 0,66-13,62), sugestivos do envolvimento destas mutações na associação entre a exposição a agrotóxicos organoclorados e câncer de mama.

Outras localizações tumorais

Além dos cânceres de mama, outros tumores hematológicos, tumores do sistema nervoso, câncer na infância, pâncreas, câncer renal, tumores associados a um perfil hormonal (mama, endométrio, ovário, testículo, próstata e tireóide), têm sido investigados quanto à potencial associação de natureza causal decorrente do uso de agrotóxicos.

Os trabalhadores agrícolas constituem um dos grupos ocupacionais mais expostos aos agrotóxicos. É a pele o orgão que apresenta contato mais direto com estes agentes químicos durante a atividade de sua dispersão no ambiente. Os agricultores também entram em contato com os agrotóxicos durante a sua formulação nos equipamentos agrícolas, nas atividades de limpeza destes, no manuseio de sementes impregnadas de agrotóxicos e na colheita de plantações anteriormente tratadas. Assim, os tumores de pele, como o tumor de Bowen (carcinoma *in situ*), carcinoma basocelular múltiplo e carcinoma de células escamosas, constituem riscos para estes trabalhadores, sobretudo para aqueles expostos aos agrotóxicos arsenicais (Spiewak, 2001).

Entre os tumores com etiologia associada à exposição a agrotóxicos, encontram-se as neoplasias de pâncreas. Em estudo de exposição ocupacional a agrotóxicos organoclorados nos Estados Unidos, Slebois et al. (2000)

encontraram resultados sugestivos de uma maior freqüência de mutações do gene K-ras em indivíduos com maiores níveis de exposição a DDE, um metabólito indicador da exposição pregressa a DDT. Em outro estudo realizado nos EUA, Ji et al. (2001) relataram um excesso de risco de câncer de pâncreas de 50% em expostos a níveis moderados de fungicidas e de 60% a herbicidas. Na Espanha, Alguacil et al. (2000) observaram riscos até três vezes mais elevados deste tipo de câncer em trabalhadores expostos a outros agrotóxicos, como os arsenicais.

Os tumores hematológicos e, sobretudo, os linfomas não-Hodgkin têm sido uma das principais neoplasias descritas na literatura recente como associadas à exposição ocupacional e não-ocupacional prolongada a agrotóxicos em diversos países como a Itália (Constantini et al., 2001), Suécia (Thorn et al., 2000; Hardell, Eriksson & Nordstrom, 2002), Canadá (McDuffie et al., 2001), Alemanha (Meinet et al., 2000), Estados Unidos (Fleming et al., 2003; Ma et al., 2002), entre outros.

A análise conjunta da ocorrência destes tumores em trabalhadores agrícolas de quatro estados americanos revelou um aumento de 50% no risco de linfomas não-Hodgkin após exposição prolongada a agrotóxicos organofosforados, sendo observada uma OR de 2,8 em expostos a diazinon após o controle da exposição a outros agrotóxicos (Waddell et al., 2001). Em outro estudo com estes trabalhadores, observou-se um aumento de 30 a 50% no risco de linfomas não-Hodgkin em decorrência da exposição a carbamatos, sobretudo em trabalhadores que manusearam diretamente o produto por períodos de vinte anos ou mais (Zheng et al., 2001). No Canadá, estudo multicêntrico de base populacional realizado por McDuffie et al. (2001), constatou riscos de linfomas não-Hodgkin em trabalhadores do sexo masculino expostos a diversos agrotóxicos mesclados, como as misturas contendo aldrin (OR 3,42, 95% IC 1,49-3,29), dicamba (OR 1,96, 95% IC 1,40-2,75) ou mecocrop (OR 2,22, 95% IC 1,49-3,29).

A exposição a agrotóxicos durante a infância tem também revelado evidências de associação com diversos tumores, como os hematológicos (leucemia, linfoma não-Hodgkin e doença de Hodgkin), câncer de cérebro e tecidos moles, apresentando inclusive riscos mais elevados que aqueles observados em adultos, o que sugere maior suscetibilidade aos agrotóxicos na infância (Mills & Zahm, 2001). Ma et al. (2002) analisaram o papel etiológico potencial da exposição a agrotóxicos, em um estudo caso-controle de

leucemias em crianças americanas menores de 15 anos, e observaram uma razão de chances da ordem de 2,8 (95% IC 1,4-5,7) de leucemia na infância, sendo esta de 3,6 (95% IC 1,6-8,3) quando a exposição ocorreu até o segundo ano de vida. O estudo sugere que as exposições a agrotóxicos nos primeiros anos de vida acarretam riscos mais elevados que aquelas em idades mais avançadas.

Por outro lado, um estudo da incidência de câncer em filhos de trabalhadores de serrarias expostos a fungicidas com clorofenol na Colúmbia britânica, Canadá (Heacock et al., 2000), não revelou riscos mais elevados para leucemia, apenas um discreto aumento estatisticamente não significativo na incidência de tumores de cérebro (SIR 1,3, 95% IC 0,5-1,8). Em relação ao neuroblastoma, neoplasia mais incidente no primeiro ano de vida, Daniels et al. (2001) observaram um excesso de 60% no risco da doença em função da exposição residencial a agrotóxicos (OR 1,6, 95% CI 1,0-2,3), verificando riscos maiores em crianças após o primeiro ano de vida com exposição a agrotóxicos em jardins (OR 2,2, 95% IC 1,3-3,6).

O sistema gênito-urinário tem sido igualmente descrito como afetado pela exposição a agrotóxicos, sobretudo com o desenvolvimento de neoplasias de próstata e renal. A observação de um aumento na incidência de câncer de próstata foi constatada na Suécia em trabalhadores rurais expostos a herbicidas e fertilizantes (Sharma-Wagner et al., 2000). Suspeitou-se da sua associação em soldados americanos expostos ao desfolhante “agente laranja” empregado durante a guerra do Vietnã (Zafar & Terris, 2001).

Outras localizações tumorais descritas em áreas com uso intensivo de agrotóxicos, como a região de Gaza na Palestina, incluem câncer de pulmão, bexiga, cérebro, cólon e fígado – em homens –, e mama, pulmão, útero e tireóide – em mulheres –, observando-se correlações muito elevadas em ambos os sexos para os diferentes tipos de agrotóxicos (Safi, 2002).

AGROTÓXICOS E CÂNCER: aspectos moleculares

Com exceção dos cânceres familiais raros, que são primariamente causados pela herança de uma mutação específica na linhagem germinativa, o câncer esporádico pode apresentar mutações derivadas de exposições genotóxicas endógenas e exógenas com a formação de aductos de DNA (elemento químico ligado às macromoléculas de DNA). A probabilidade de

ocorrência de mutações e a persistência dos clones subseqüentes podem ser influenciadas pela capacidade dos organismos de metabolizar e excretar substâncias potencialmente tóxicas e também pela sua eficiência no reparo dos erros ocorridos no DNA durante a sua replicação. Essa capacidade de proteção em relação à carcinogênese varia entre os indivíduos devido à heterogeneidade existente nos genes responsáveis por estes mecanismos.

Estudos epidemiológicos mostram que mais de 80% dos cânceres são atribuídos a fatores ambientais interagindo com características genéticas e adquiridas (Doll & Peto, 1981; Perera, 1996). Freqüentemente, interações aditivas e sinérgicas ocorrem entre os vários fatores. Por este motivo, polimorfismos em genes envolvidos na ativação e desintoxicação de carcinógenos, metabolismo de hormônios, reparo do DNA, controle do ciclo celular, regulação e desenvolvimento do sistema imune, entre outros, têm atraído muito interesse. Eles têm sido considerados fortes candidatos a fatores de suscetibilidade para o câncer e outras doenças influenciadas pelo ambiente.

Entre estes podem ser mencionadas as mutações dominantes de alta e baixa penetrância. As de alta penetrância conferem um risco individual alto aos seus portadores, mas como, geralmente, são mutações raras respondem por uma pequena porcentagem de todos os casos de câncer. Como exemplo podem ser citadas as mutações do gene *RB* no retinoblastoma bilateral familial. As mutações de baixa penetrância, entretanto, são características genéticas relativamente comuns, como aquelas que regulam o metabolismo e a desintoxicação de carcinógenos. Acarretam um risco individual baixo, mas no nível populacional podem ter um impacto grande devido à sua alta freqüência na maioria das populações (Perera & Weinstein, 2000). Por exemplo, a variação interindividual nas enzimas desintoxicadoras, tais como a GSTM1, também pode contribuir para a suscetibilidade individual. Cerca de 50% da população caucasiana é homozigota para a deleção deste gene que tem sido associado a um maior risco para câncer de bexiga e pulmão (Seidegard et al., 1990; Bell et al., 1993; McWillians et al., 1995).

BIOTRANSFORMAÇÃO DE XENOBIÓTICOS

Xenobióticos são substâncias químicas (naturais ou artificiais) estranhas ao organismo, tais como as drogas, produtos industriais, agrotóxicos, poluentes, alcalóides, metabólitos de plantas e toxinas produzidas por fun-

gos, plantas e animais (Parkinson, 1996). Na sua forma natural ou biotransformados, os xenobióticos, podem afetar a integridade do DNA provocando o câncer se a exposição for persistente. O acúmulo de danos no DNA acrescido dos erros espontâneos na sua replicação, não corrigidos pelo sistema de reparo, pode causar mutações irreversíveis que, por sua vez, pode levar ao desenvolvimento de tumor e/ou a progressão de um câncer.

Estudos epidemiológicos mostram que 80-90% de todos os cânceres estão relacionados a fatores ambientais como tabagismo, exposições ocupacionais e alimentares (Doll & Peto, 1981). Assim, a capacidade dos indivíduos de biotransformar xenobióticos tóxicos em não tóxicos pode ser considerada a primeira linha de defesa no processo de eliminação de toxinas do organismo. As enzimas envolvidas nestas reações são as que, freqüentemente, determinam a intensidade e a duração da ação das drogas e outros xenobióticos, daí sua importância na toxicidade química e tumorigênica.

A biotransformação dos xenobióticos consiste na modificação das suas propriedades físicas que, geralmente, passa de lipofílico (de fácil absorção) para hidrofílico, facilitando sua excreção. Na sua ausência, muitos xenobióticos lipofílicos seriam excretados tão vagarosamente que poderiam ser eventualmente acumulados, destruindo e inviabilizando biologicamente o organismo (Parkinson, 1996). É possível ocorrer o mesmo quando a taxa de absorção excede a taxa de eliminação. Esse desequilíbrio pode comprometer a homeostasia do organismo, e o acúmulo de determinadas drogas, por exemplo, pode ter conseqüências tóxicas de caráter farmacológico, patológico ou genotóxico.

O metabolismo de xenobióticos é geneticamente determinado, envolvendo grandes famílias de enzimas, como as do citocromo P-450 (CYPs), da glutationa S-transferase (GSTs) e da N-acetil-transferase (NATs), entre outras. Substâncias tóxicas passam por um processo de biotransformação que se divide em duas fases. A fase I é mediada basicamente pelas enzimas citocromo P450. São elas que, geralmente, promovem a ativação de drogas e pró-carcinógenos para os intermediários eletrofílicos genotóxicos. Nesta fase, podem ser formados metabólitos reativos, altamente carcinogênicos, que são, por sua vez, biotransfomados pelas enzimas inativadoras da fase II, tais como as GSTs e NATs em compostos mais hidrossolúveis e fáceis de eliminar (Hatagima, 2002).

Além da ação contínua e direta dos xenobióticos anterior ao processo de sua eliminação, tanto a maior atividade das enzimas da fase I quanto a

baixa atividade das enzimas da fase II podem gerar um acúmulo de metabólitos reativos. Estes, por sua vez, podem reagir com as macromoléculas da célula, tais como o DNA, formando os adutos de DNA, que, quando não reparados, podem causar mutações e iniciar o desenvolvimento do câncer. Portanto, a incapacidade de eliminar adequadamente produtos tóxicos pode contribuir para a maior susceptibilidade ao câncer (Mitrunen et al., 2001). A ocorrência de mutações nos genes codificadores destas enzimas pode levar à perda de função ou função alterada das enzimas resultando na ausência total da enzima, na produção de enzimas defeituosas, parcialmente defeituosas ou com especificidades aos substratos alteradas.

Diferenças interindividuais e interétnicas marcantes quanto à capacidade de metabolizar drogas e outros xenobióticos têm sido observadas (Board, 1981; Nelson et al., 1995). A variabilidade interindividual no metabolismo de xenobióticos está associada com a maior ou menor susceptibilidade à toxicidade ou risco de câncer, em resposta à mesma exposição a um determinado poluente ambiental. Indivíduos incapazes de desintoxicar adequadamente um metabólito ou agente carcinogênico ou tóxico, devido a uma atividade enzimática precária, sofreriam mais danos genéticos e celulares como a formação de aductos de DNA, instabilidade genômica, e, conseqüentemente, teriam um risco maior de desenvolver toxicidade ou câncer (Raunio et al., 1995).

Outra fonte, potencialmente importante na variabilidade interindividual em relação ao desenvolvimento do câncer é a capacidade de reparo do DNA. Há uma variação substancial nesta capacidade entre os indivíduos, sendo menor entre gêmeos idênticos, indicando que esteja sob controle genético (Cloos et al., 1999). Além disso, genes envolvidos no controle do ciclo celular e na regulação e desenvolvimento do sistema imune também podem ter um papel importante na carcinogênese. A variação funcional nestes genes, provavelmente tem um efeito sutil sobre o risco de câncer a nível individual, mas poderia apresentar um impacto razoável em populações grandes porque polimorfismos relevantes podem ser altamente prevalentes (Perera, 1997; Brennan, 2002).

POLIMORFISMOS GENÉTICOS E AGROTÓXICOS

Os agrotóxicos representam um importante grupo de poluentes ambientais aos quais o homem está diariamente exposto devido ao seu amplo

uso na agricultura e no lar. Uma preocupação especial a este respeito se refere aos efeitos prejudiciais à saúde do homem, incluindo os efeitos genotóxicos que podem levar ao desenvolvimento do câncer e de várias outras doenças. Por exemplo, um risco significativamente maior de leucemias (Brown et al., 1990; Blair et al., 1992) e câncer de bexiga (Viel & Chalier, 1995) tem sido observado em fazendeiros quando comparados com não fazendeiros.

Os danos cromossômicos são biomarcadores relevantes para a predisposição ao câncer (Hagmar et al., 1994), e o biomonitoramento citogenético realizado em células somáticas é considerado ferramenta importante para avaliar os possíveis efeitos genotóxicos de uma determinada exposição. Diferentes estudos, com resultados conflitantes, têm sido realizados nas populações humanas ocupacionalmente expostas a agrotóxicos, usando diferentes indicadores de danos genéticos, principalmente os citogenéticos. As diferenças dos efeitos citogenéticos avaliados e as medidas de proteção adotadas pelos trabalhadores agrícolas poderiam explicar parte da contradição entre os resultados observados. Além disso, também devem ser consideradas as alterações na fórmula dos agrotóxicos e as várias misturas utilizadas nas práticas agrícolas, o que torna a avaliação complexa. Por isso, é extremamente necessária uma reavaliação constante dos seus potenciais efeitos na saúde (Lucero et al., 2000).

O risco de danos genéticos não depende apenas do potencial genotóxico dos agentes ambientais, mas também da capacidade individual de defesa contra os efeitos adversos destes agentes. Assim, genótipos responsáveis pela diferença interindividual na habilidade de ativar e desintoxicar substâncias genotóxicas são reconhecidos como biomarcadores de suscetibilidade para a mutação, câncer e outras doenças (Srám, 1998). Neste contexto, um enfoque interessante e atual tem sido a análise de determinados genótipos para identificar possível suscetibilidade genética à exposição a agrotóxicos. Atualmente há uma tendência crescente para se considerar o perfil metabólico dos indivíduos selecionados para o biomonitoramento, pois alguns estudos têm evidenciado que as enzimas metabolizadoras de xenobióticos parecem associadas a uma maior/menor suscetibilidade aos efeitos genotóxicos dos produtos químicos. A presença de maior atividade das enzimas desintoxicadoras protegeria as células dos efeitos genotóxicos enquanto o aumento da atividade de enzimas ativadoras, responsável pela geração de intermediários reativos, seria prejudicial (Watson et al., 1999).

Portanto, outro enfoque consiste na investigação de subgrupos para polimorfismos genéticos responsáveis pela metabolização de substâncias tóxicas e carcinogênicas, possivelmente envolvidas na modulação da suscetibilidade. Resultados de um estudo nos Estados Unidos não encontrou associação entre vários polimorfismos, como a GSTM1, GSTT1, GSTP1 e COMT, com níveis de DDE no soro ou de PCB e câncer de mama (Helzlsouer et al., 1999). Porém, em outra pesquisa, encontrou-se um risco maior para câncer de mama associado com níveis maiores do que a média de PCB no soro somente entre mulheres com um determinado polimorfismo para CYP1A1 (Moysich et al., 1999).

Scarpato et al. (1996) analisaram 23 floricultores italianos e 22 controles expostos a inseticidas em *spray* quanto à indução de trocas de cromátides irmãs (SCE), aberrações cromossômicas estruturais (AC) e micronúcleos (MN). Também foram determinados os fenótipos para os polimorfismos genéticos GSTM1, GSTT1 e NAT2. A única influência significante dos fenótipos sobre a resposta citogenética foi um aumento nos níveis de SCE nos indivíduos GSTT1 positivos, comparados com os GSTT1 nulos (p=0,02). Entretanto, esta análise se baseou em apenas quatro indivíduos GSTT1 nulos (n=41 para doadores GSTT1 positivos). Gregio D'Arce & Colus (2000) também não observaram diferença significativa da distribuição dos genótipos GSTM1 em relação a AC e índices mitóticos em uma amostra de vinte trabalhadores brasileiros expostos a agrotóxicos.

AGROTÓXICOS E CÂNCER NO BRASIL

Diversos estudos realizados no Brasil mostram associações entre a exposição a agentes químicos, incluindo agrotóxicos, e o desenvolvimento de câncer. O emprego massivo destes no ambiente vem crescendo de forma importante, o que tem resultado na observação de níveis elevados de resíduos na população geral, não exposta diretamente a eles, ocupacionalmente (Paumgartten et al., 1998; Delgado et al., 2002). A questão da exposição a resíduos de agrotóxicos indevidamente comercializados, abrange, entretanto, proporções maiores, como observado por Ciscato, Gebara & Spinosa (2002), ao relatarem prevalência de resíduos de endosulfan em proporção maior que 10% em amostras comercializadas de leite de vaca. Sendo este agrotóxico de comercialização restrita a algumas lavouras, os

resultados apontados são indicativos de um provável emprego do mesmo em níveis acima do permitido.

Durante a década de 90, a importação e venda de agrotóxicos, sobretudo herbicidas, aumentaram de forma contínua no país, o que muito provavelmente se traduzirá em oportunidades diretas ou indiretas de exposição através da contaminação dos alimentos e cursos d'água. Mesmo em comunidades indígenas isoladas, têm sido descritos relatos da ocorrência de câncer potencialmente associados à exposição a agrotóxicos. Um destes trabalhos relata a ocorrência de uma agregação espaço-temporal de casos de câncer em adultos jovens na área indígena Mãe-Maria no Pará. Levantou-se a hipótese de que os mesmos poderiam resultar dos níveis séricos elevados de agrotóxicos organoclorados observados nesta comunidade, associados à a exposição contínua a campos eletromagnéticos originados de duas linhas de transmissão de alta tensão elétrica, localizadas no interior da área indígena (Koifman et al., 1998).

Em relação aos possíveis efeitos biológicos do processo de desregulação hormonal acarretado pela exposição a agrotóxicos no país, foram descritas a ocorrência de taxas elevadas de infertilidade e câncer de testículo em municípios com níveis altos de produção agrícola nos estados de São Paulo e Rio Grande do Sul (Koifman, Koifman & Meyer, 2002), bem como alterações nas características do esperma de adolescentes saudáveis (Mori et al., 2002). Outras conseqüências potencialmente relacionadas à presença do fenômeno de alterações endócrinas poderiam ser exemplificadas, caso comprovadas epidemiologicamente no futuro, através do aparente aumento observado quanto à incidência de câncer de mama esporádico (sem antecedentes familiares de alto risco para a doença) em mulheres jovens, da incidência de doenças da tireóide na população geral e do aumento da infertilidade em casais jovens.

Em estudo realizado com a população residente nos arredores de uma antiga fábrica de agrotóxicos – contaminada com resíduos de HCH, DDT e pentaclorofenol – região esta conhecida como Cidade dos Meninos, no município de Duque de Caxias, RJ, observou-se, ao longo das décadas de 80 e 90, um aumento da mortalidade por câncer de pâncreas, fígado, laringe, bexiga e tumores hematológicos em homens, e de câncer de pâncreas e tumores hematológicos em mulheres. (Koifman, Koifman & Meyer, 2002). Não foi observado padrão similar de elevação na distribuição de

câncer em grupos populacionais vivendo nas áreas afastadas com mais de 12 km da área em foco.

Na região serrana do Rio de Janeiro, um dos principais centros agrícolas produtores de hortifrutigranjeiros e flores do estado, vem ocorrendo emprego extensivo de agrotóxicos. Um estudo ecológico da mortalidade por câncer em trabalhadores agrícolas do sexo masculino foi realizado nessa área entre as décadas de 70 e 90 (Meyer et al., 2003). Após comparar a mortalidade observada com aquela esperada, foram determinadas razões de chances de mortalidade (*mortality odds ratios*) por câncer, indicativas do risco de morte pela doença, mais elevadas para neoplasias de testículo, próstata, estômago, esôfago, fígado e tecidos moles em trabalhadores na faixa etária de 30 a 49 anos; e de estômago, esôfago e laringe na faixa de 50 a 69 anos. Embora trate-se de um estudo ecológico no qual exposições individuais aos fatores de risco para câncer nas diferentes localizações não foram analisadas, estes resultados são sugestivos da influência da exposição ocupacional a agrotóxicos no processo de carcinogênese, uma vez que os indicadores de risco foram analisados com três diferentes populações de comparação.

Em um estudo caso-controle para determinar a associação entre a exposição dos pais a agrotóxicos e o desenvolvimento de tumor de Wilms nos filhos, realizado com casos da doença diagnosticados em São Paulo, Belo Horizonte, Salvador e Jaú, foram observadas estimativas de risco elevadas para a exposição tanto paterna (OR 3,24, 95% C.I. 1,2-9,0) quanto materna, decorrente de trabalho agrícola, sobretudo em relação ao diagnóstico da neoplasia em maiores de dois anos, sendo também mais elevado em meninos do que em meninas (Sharpe et al., 1995).

Em estudo caso-controle multicêntrico explorando os fatores de risco de leucemias na infância com participação de crianças brasileiras, Alexander et al. (2001) relatam estimativas elevadas de risco de rearranjos do gene MLL em decorrência de diversas exposições durante a gravidez, incluindo o uso de dipirona (OR 5,84, $p < 0,001$) e do inseticida Baygon (OR 9,68, $p < 0,003$). Sendo os rearranjos do gene MLL associados ao desenvolvimento da leucemia infantil, os autores interpretam os resultados obtidos como sugestivos de sua associação em decorrência de ambas exposições, que considerando-se sua difusão em países como o Brasil, necessitam ser rapidamente confirmadas por outros estudos visando à adoção de medidas de prevenção através da limitação da exposição a tais agentes.

CONCLUSÕES

Conforme apresentado, estudos epidemiológicos têm documentado a associação entre a exposição a agrotóxicos e o desenvolvimento de câncer em diferentes localizações anatômicas e faixas etárias, sobretudo em populações agrícolas diretamente expostas. A reprodução de resultados similares em investigações realizadas com populações em diferentes países, empregando metodologias distintas, sugere a natureza causal de muitas das associações descritas, como no caso dos tumores hematológicos, sobretudo linfomas não-Hodgkin. Entretanto, lacunas importantes no conhecimento científico permanecem, como é o caso da controvérsia existente entre a exposição a agrotóxicos organoclorados e o desenvolvimento de câncer de mama.

As hipóteses explicativas para o processo da carcinogênese associada à exposição aos agrotóxicos têm aumentado, sobretudo graças ao desenvolvimento de novas técnicas citogenéticas e de biologia molecular nas últimas décadas. Estas técnicas tornaram possível o monitoramento de alterações no DNA (ensaios do cometa e de micronúcleo) e a análise molecular (PCR – reação em cadeia da polimerase) de polimorfismos genéticos envolvidos nos mecanismos de metabolização de agentes xenobióticos e reparo do DNA, possibilitando a identificação de diferentes padrões de suscetibilidade frente a exposições aos agrotóxicos.

No Brasil, onde o consumo de agrotóxicos na agricultura vem se ampliando de forma contínua, a análise dos efeitos deste tipo de exposição ambiental começa a documentar um perfil epidemiológico da distribuição de câncer tanto em populações ocupacionalmente expostas a estes agentes químicos, como na população geral indiretamente afetada pela contaminação alimentar e dos recursos hídricos.

Em conjunto, os resultados descritos nestes estudos revelam o panorama de possibilidades de investigação sobre os efeitos do emprego de agrotóxicos no Brasil associados ao processo de carcinogênese, bem como a necessidade de que esta produção científica seja ampliada em parceria com diferentes campos do conhecimento. Desta forma, será possível aprofundar o conhecimento científico do tema em nossa realidade e a adotar medidas voltadas para a intervenção sanitária legal visando, principalmente, à prevenção de diversos tipos de câncer associados com a exposição ambiental aos agrotóxicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACQUAVELLA, J. et al. Epidemiologic studies of occupational pesticide exposure and cancer: regulatory risk assessments and biologic plausibility. *Ann Epidemiol*, 13(1): 1-7, jan. 2003.

ALEXANDER, F. E. et al. Transplacental chemical exposure and risk of infant leukemia with MILL gene fusion. *Cancer Res*, 61(6): 2.542-2.546, mar. 2001.

ALGUACIL, J. et al. Risk of pancreatic cancer and occupational exposures in Spain. PANKRAS II Study Group. *Ann Occup Hyg*, 44(5): 391-403, ago. 2000.

ARAÚJO, A. C. et al. Pesticide impact on health: a study of tomato cultivation. *Revista de Saúde Pública*, 34(3): 309-313, jun. 2000.

BELL, D. A. et al. Genetic risk and carcinogen exposure: a common inherited defect of the carcinogen-metabolism gene glutathione S-transferase M1 (GSTM1) that increases susceptibility to bladder cancer. *J Natl Cancer Inst*, 21, 85(14): 1.159-1.164, 1993.

BISHOP, J. M. Molecular themes in oncogenesis. *Cell*, 64: 235-48, 1991.

BLAIR, A. et al. Comments on occupational and environmental factors in the origin of non-Hodgkin's lymphoma. *Cancer Res*, 1, 52 (supl. 19): 5.501s-5.502s, 1992.

BOARD, P. G. Biochemical genetics of glutathyone S-transferase in man. *Am J Hum Genet*, 33: 36-43, 1981.

BRENNAN, P. Gene-environment interaction and aetiology of cancer: what does it mean and how can we measure it? *Carcinogenesis*, 23: 381-387, 2002.

BROWN, L. M. et al. Pesticide exposures and other agricultural risk factors for leukemia among men in Iowa and Minnesota. *Cancer Res*, 15, 50(20): 6.585-6.591, 1990.

BURANATREVEDH, S. & ROY, D. Occupational exposure to endocrine-disrupting pesticides for developing hormonal cancers. *J Environ Health*, 64(3): 17-29, out. 2001.

CALDAS, E. D. & SOUZA, L. C. de. Assessment of the chronic risk for ingestion of pesticide residues in the Brazilian diet. *Revista de Saúde Pública*, 34(5): 529-537, out. 2000.

CALLE, E. E. et al. Organochlorines and breast cancer risk. *C A Cancer J Clin*, 52(5): 301-309, set.-out. 2002.

CHARLES, M. J. et al. Organochlorines and 8-hydroxy-2'-deoxyguanosine (8-OhdG) in cancerous and noncancerous breast tissue: do the data support the hypothesis that oxidative DNA damage caused by organochlorines affects breast cancer. *Arch Environ Contam Toxicol*, 41(3): 386-395, out. 2001.

CISCATO, C. H.; GEBARA, A. B. & SPINOSA, H. de S. Pesticide residues in cow milk consumed in São Paulo City (Brazil). *J Environ Sci Health B*, 37(4): 323-330, jul. 2002.

CLOOS, J. et al. Inherited susceptibility to bleomycin-induced chromatid breaks in cultured peripheral blood lymphocytes. *J Natl Cancer Inst*, 7, 91(13): 1.125-1.130, 1999.

COCCO, P. On the rumors about the silent spring: review of the scientific evidence linking occupational and environmental pesticide exposure to endocrine disruption health effects. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(2): 379-402, 2002.

CONSTANTINI, A. S. et al. A Multicenter case-control study in Italy on hematolymphopoietic neoplasms and occupation. *Epidemiology*, 12(1): 78-87, jan. 2001.

DANIELS, J. L. et al. Residential pesticide exposure and neuroblastoma. *Epidemiology*, 12(1): 20-27, jan. 2001.

DELGADO, I. F. et al. Serum levels of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenylis among inhabitants of Greater Metropolitan Rio de Janeiro, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(2): 519-524, mar.-abr. 2002.

DOLAPSAKIS, G. et al. Mammographic findings and occupational exposure to pesticides currently in use on Crete. *Eur J Cancer*, 37(21): 1.531-1.536, ago. 2001.

DOLL, R. & PETO, R. The causes of cancer: quantitative estimates of avoidable risks of cancer in the United States today. *J Natl Cancer Inst*, 66(6): 1.191-1.308, 1981.

FALCK, G. C. et al. Micronuclei in blood lymphocytes and genetic polymorphism for GSTM1, GSTT1 and NAT2 in pesticide-exposed greenhouse workers. *Mutat Res*, 17, 441(2): 225-237, 1999.

FATTORE, E.; FANELLI, R. & LA VACCHIA, C. Persistent organic pollutants in food: public health implications. *J Epidemiol Community Health*, 56(11): 831-832, nov. 2002.

FLEMING, L. E. et al. National health interview survey mortality among US farmers and pesticide applicators. *Am J Ind Med*, 43(2): 227-233, fev. 2003.

FRANKS, L. M. & TEICH, N. M. *Introduction to the cellular and molecular biology of cancer*. Londres: Oxford University Press, 1987.

GAMMON, M. D. Environmental toxins and breast cancer Long Island. II. Organochlorine compound levels in blood. *Epidemiol Biom Prev*, 11(8): 686-697, ago. 2002.

GREGIO D'ARCE, L. P. & COLUS, I. M. Cytogenetic and molecular biomonitoring of agricultural workers exposed to pesticides in Brazil. *Teratog Carcinog Mutagen*, 20(3): 161-170, 2000.

GROVER, P. et al. Evaluation of genetic damage in workers employed in pesticide production utilizing the Comet assay. *Mutagenesis*, 18(2): 201-215, mar. 2003.

HAGMAR, L. et al. Cancer risk in humans predicted by increased levels of chromosomal aberrations in lymphocytes: Nordic study group on the health risk of chromosome damage. *Cancer Res*, 54(11): 2.919-2.922, 1994.

HARDELL, L.; ERIKSSON, M. & NORDSTROM, M. Exposure to pesticides as risk factor for non-Hodgkin's lymphoma and hairy cell leukemia: pooled analysis of two Swedish case-control studies. *Leuk Lymphoma*, 43(5): 1.043-1.049, maio 2002.

HATAGIMA, A. Genetic polymorphisms and metabolism of endocrine disruptors in cancer susceptibility. *Cadernos de Saúde Pública*,18(2): 357-377, 2002.

HAYES, T. et al. Herbicides: feminization of male frogs in the wild. *Nature*, 419(6.910): 895-896, 2002.

HEACOCK, H. et al. Childhood cancer in the offspring of male sawmill workers occupationally exposed to chlorophenate fungicides. *Environ Health Perspectives*, 108(6): 499-503, jun. 2000.

HELZLSOUER, K. J. et al. Serum concentrations of organochlorine compounds and the subsequent development of breast cancer. *Cancer Epidemiol Biom Prev*, 8(6): 525-532, 1999.

HOYER, A. P. et al. Organochlorine exposures influence on breast cancer risk and survival according to estrogen receptor status: a Danish cohort-nested case-control study. *BMC Cancer*, (1): 8, jan. 2001.

HOYER, A. P. et al. Organochlorines, p53 mutations in relation to breast cancer risk and survival: a Danish cohort-nested case-controls study. *Breast Cancer Res Treat*, 71(1): 59-65, jan. 2002.

IARC (International Agency for Research on Cancer/World Health Organization). *Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans: DDT and associated compounds, 1997*. Lyon: Iarc, 1997.

IARC (International Agency for Research on Cancer/World Health Organization). *Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans: DDT and associated compounds*, *1997*. Lyon: Iarc, 1998.

JAGA, K. What are the implications of the interaction between DDT and estrogen receptors in the body? *Med Hypotheses*, 54(1): 18-25, jan. 2000.

JAGA, K. & BROSIUS, D. Pesticide exposure: human cancers on the horizon. *Ver Environ Health*, 14(1): 39-50, jan.-mar. 1999.

JI et al. Human pancreatic acinar cells lack functional responses to cholecystokinin and gastrin. *Gastroenterology*, 121:1380-1390, 2001.

KOIFMAN, S. et al. Cancer cluster among young Indian adults living near power transmission lines in Bom Jesus do Tocantins, Para, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 14 (sup. 3): 161-172, 1998.

KOIFMAN, S.; KOIFMAN, R. J. & MEYER, A. Human reproductive disturbances and pesticide exposure in Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(2): 435-45, mar.-abr. 2002.

KUTZ, F. W.; WOOD, P. H. & BOTTIMORE, D. P. Organochlorine pesticides and polychlorinated + biphenyls in human adipose tissue. *Rev Environ Contam Toxicol*,120: 1-82, 1991.

LADEN, F. et al. *J Natl Cancer Inst*, 93(10): 768-776, maio, 2001.

LONGNECKER, M. P. ; ROGAN, W. J. & LUCIER, G. The human health effects of DDT (dichlorodiphenyltrichloroethane) and PCBS (polychlorinated biphenyls) and an overview of organochlorines in public health. *Annu Rev Public Health*, 18: 211-244, 1997.

LOPEZ-CARRILLO, et al. Serum levels of beta-hexachlorocyclohexane, hexachlorobenzene and polychlorinated biphenylis and breast cancer in Mexican women. *Eur J Cancer Prev*, 11(2): 129-135, abr. 2002.

LUCERO, L. et al. Cytogenetic biomonitoring of Spanish greenhouse workers exposed to pesticides: micronuclei analysis in peripheral blood lymphocytes and buccal epithelial cells. *Mutat Res*, 464: 255-262, 2000.

MA, X. et al. Critical windows of exposure to household pesticides and risk of childhood leukemia. *Environ Health Perspec*, 110(9): 955-960, abr. 2002.

MACLENNAN, P. A. et al. Cancer incidence among triazine herbicide manufacturing workers. *J Occup Environ Med*, 44(11): 1.048-1.058, nov. 2002.

MCDUFFIE, H. H. et al. Non-Hodgkin's lymphoma and specific pesticide exposures in men: cross-Canada study of pesticides and health. *Epidemiol Biom Prev*, 10(11): 1.155-1.163, nov. 2001.

MCDUFFIE, H. H. et al. Canadian male farm residents, pesticide safety handling practices, exposure to animals and non-Hodgkin's lymphoma (NHL). *Am J Ind Med Suppl*, 2: 54-61, 2002.

MCWILLIAMS, J. E. et al. Glutathione S-transferase M1 (GSTM1) deficiency and lung cancer risk. *Cancer Epidemiol Biom Prev*, 4, 589-594, 1995.

MEINET, R. et al. Leukemia and non-Hodgkin's lymphoma in childhood and exposure to pesticides: results of a register-based case-control study in Germany. *Am J Epidemiol*, 151(7): 639-650, abr. 2000.

MENDONÇA, G. A. et al. Organochlorines and breast cancer: a case-control study in Brazil. *Int J Cancer*, 83(5): 596-600, 26, nov. 1999.

MEYER, A.; SARCINELLI, P. N. & MOREIRA, J. C. Are some Brazilian population groups subject to endocrine disrupters? *Cadernos de Saúde Pública*, 15(4): 845-850, out.-dez. 1999.

MEYER, A. et al. Cancer mortality among agricultural workers in Serrana Region, State of Rio de Janeiro, Brazil. *Environ Res*, 2003.

MILLIKAN, R. et al. Dichlorodiphenyldichloroethene, polychlorinated biphenyls, and breast cancer among African-American and white women in Noth Carolina. *Cancer Epidemiol Biom Prev*, 9(11): 1.233-1.240, nov. 2000.

MILLS, P. K. & ZAHM, S. H. Organophosphate pesticide residues in urine of farmworkers and their children in Fresno County, California. *Am J Ind Med*, 40(5): 571-577, nov. 2001

MITRUNEN, K. et al. Glutathione S-transferase M1, M3, P1, and T1 genetic polymorphisms and susceptibility to breast cancer. *Epidemiol Biom Prev*, 10(3): 229-236, 2001.

MORI ET AL. Chromosome translocations and covert lukemic clones are generated during normal fetal development. *Proc Natl Acad Sci*, 99:8242-8247, 2002.

MOYSICH, K. B. et al. Polychlorinated biphenyls, cytochrome P4501A1 polymorphism, and postmenopausal breast cancer risk. *Epidemiol Biom Prev*, 8(1): 41-44, 1999.

NELSON, S. A. et al. Ethic differences in the prevalence of the homozygous deleted genotype of glutathione S-transferase theta. *Carcinogenesis*, 16(5): 1.243-1.245, 1995.

PACHECO, A. O. & HACKEL, C. Chromosome instability induced by agrochemicals among farm workers in Passo Fundo, Rio Grande do Sul, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(6): 1.675-1.683, nov.-dez. 2002.

PARKINSON, A. Biotransformation of xenobiotics. In: KLAASSEN, C. D. (Ed.) *Casarett & Doull's Toxicology: the basic science of poisons.* 5.ed. Nova Iorque/Saint Louis/São Francisco: McGraw-Hill, 1996. v. 6.

PAUMGARTTEN, F. J. et al. Levels of organochlorine pesticides in the blood serum of agricultural workers from Rio de Janeiro, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 14, supl. 3: 33-39, 1998.

PERERA, F. P. Molecular epidemiology: insights into cancer susceptibility, risk assessment, and prevention. *J Natl Cancer Inst*, 17, 88(8): 496-509, 1996.

PERERA, F. P. Environment and cancer: who are susceptible? *Science*, 278: 1.068-1.073, 1997.

PERERA, F. P. & WEINSTEIN, I. B. Molecular epidemiology: recent advances and future directions. *Carcinogenesis*, 21(3): 517-524, 2000.

RAMIREZ, V. & CUENCA, P. Micronuclei frequency in lymphocytes of individuals occupationally exposed to pesticides. *Rev Biol Trop*, 49(1): 1-8, mar. 2001.

RAUNIO, H. et al. Diagnosis of polymorphisms in carcinogen-activating and inactivating enzymes and cancer susceptibility; a review. *Gene*, 159: 113-121, 1995.

RICHTER, E. D. & CHLAMTAC, N. Ames, pesticides, and cancer revisited. *Int J Occup Environ Health*, 8(1): 63-72, mar. 2002.

ROMIEU, I. et al. Breast cancer, lactation history, and serum organochlorines; *Am J Epidemiol*, 152(4): 363-370, 15, ago. 2000.

SAFE, S. H. Endocrine disruptors and human health-is there a problem? An update. *Environ Health Perspect*, 108(6): 487-493, jun. 2000.

SAFI, J. M. Association between chronic exposure to pesticides and recorded cases of human malignancy in Gaza Governorates (1990-1999). *Sci Total Environ*, 284(1-3): 75-84, 4 fev. 2002.

SCARPATO, R. et al. Cytogenetic monitoring of occupational exposure to pesticides: characterization of GSTM1, GSTT1, and NAT2 genotypes. *Environ Mol Mutagen*, 27(4): 263-269, 1996.

SEIDEGARD, J. et al. Isoenzyme(s) of glutathione transferase (class Mu) as a marker for the susceptibility to lung cancer: a follow up study. *Carcinogenesis*,11(1): 33-6, 1990.

SETTIMI, L. et al.Prostate cancer and exposure to pesticides in agricultural settings. *Int J Cancer*, 104(4): 458-461, 20, abr. 2003.

SHARMA-WAGNER, S. et al. Occupation and prostate cancer risk in Sweden. *J Occup Environ Med*, 42(5): 517-525, maio 2000.

SHARPE, C. R. et al. Parental exposures to pesticides and risk of Wilms' tumor in Brazil. *Am J Epidemiol*, 141(3): 210-217, fev. 1995.

SLEBOIS, R. J. et al. K-ras and p53 in pancreatic cancer: association with medical history, histopathology, and environmental exposures in a population-based study. *Cancer Epidemiol Biom Prev*, 9(11): 1.223-1.232, nov. 2000.

SNEDEKER, S. M. Pesticides and breast cancer risk: a review of DDT, DDE, and dieldrin. *Environmental Health Perspectives*, 109, supl. 1: 35-47, mar. 2001.

SPIEWAK, R. Pesticides as a cause of occupational skin diseases in farmers. *Ann Agric Environ Med*, 8(1): 1-5, 2001.

SRÁM, R. J. Effect of glutathione S-transferase M1 polymorphisms on biomarkers of exposure and effects. *Environ Health Perspec*, 106 (supl.1): 231-239, 1998.

THORN, A. et al. Mortality and cancer incidence among Swedish lumberjacks exposed to phenoxy herbicides. *Occup Environ Med*, 57(10): 718-720, out. 2000.

VENITT, S. Mechanisms of carcinogenesis and individual susceptibility to cancer. *Clin Chem,* 40: 1.421-1.425, 1994.

VIEL, J. F. & CHARLIER, B. Bladder cancer among French farmers: does exposure to pesticides in vineyards play a part? *Occup Environ Med*, 52: 587-592, 1995.

VOGELSTEIN, B. & KINZLER, K. W. *The Genetic Basis of Human Cancer*. Nova Iorque: McGraw-Hill, 1998.

WADDELL, B. L. et al. A. Agricultural use of organophosphate pesticides and the risk of non-Hodgkin's lymphoma among male farmers (United States). *Cancer Causes Control*, 12(6): 509-517, ago. 2001.

WAGLEY, C. *Amazon Town: a study of man in the tropics*. Nova Iorque: The MacMillan Company, 1953.

WARD, E. M. et al. Serum organochlorine levels and breast cancer: a nested case-control study of Norwegian women. *Cancer Epidemiol Biom Prev*, 9(12): 1.357-1.367, dez. 2000.

WATSON, M. A. et al. Human glutathione S-transferase P1 polymorphisms: relationship to lung tissue enzyme activity and population frequency distribution. *Carcinogenesis*, 19(2): 275-280, 1999.

WEINSTEIN, I. B.; SANTELLA, R. M. & PERERA, F. P. Molecular biology and epidemiology of cancer. In: GREENWALD, P.; KRAMER, B. S. & WEED, D. L. (Eds.) *Cancer Prevention and Control*. Nova York: Marcel-Dekker, 1995.

WOOLCOTT, C. G. et al. Organochlorines and breast cancer risk by receptor status, tumor size, and grade (Canada). *Cancer Causes Control*, 12(5): 395-404, jun. 2001.

ZAFAR, M. B. & TERRIS, M.K. Prostate cancer detection in veterans with a history of agent orange exposure. *J Urol*, 166(1): 100-103, jul. 2001.

ZHENG, T. et al. Agricultural exposure to carbamate pesticides and risk of non-Hodgkin lymphoma. *J Occup Environ Med*, 43(7): 641-9, jul. 2001.

5

OS AGROTÓXICOS E SUA AÇÃO COMO DESREGULADORES ENDÓCRINOS[1]

Armando Meyer
Paula de Novaes Sarcinelli
Yael Abreu-Villaça
Josino Costa Moreira

INTRODUÇÃO

Há mais de 25 anos, a literatura vem descrevendo a atividade estrogênica de substâncias químicas presentes no ambiente (Bitman & Cecil, 1970; Nelson, Struck & James, 1978; McLachlan, 1980, 1985; Hertz, 1985; Richardson & Bowron, 1985). Mesmo assim, só recentemente este tema tem despertado maior atenção, uma vez que apenas agora estudos científicos têm comprovado a seriedade e a diversidade dos problemas que podem advir da exposição a tais substâncias. Estudos atuais têm associado essa exposição a problemas de saúde, entre eles aumento na incidência de cânceres de mama, do trato reprodutivo e da tireóide, redução da fertilidade masculina e anormalidades no desenvolvimento sexual (Cocco, 2002). Fatos como, por exemplo, a deterioração da qualidade do sêmen humano (redução no número de espermatozóides, no volume médio etc.), observados nos últimos 50 anos (Carlsen et al., 1992), e a rapidez com que estas alterações têm sido verificadas fortalecem a hipótese que atribui a origem destes problemas à exposição ambiental em detrimento daquela que a atribui a causas genéticas (Carlsen et al., 1993). A extensa bibliografia recentemente publicada e os vários

---

[1] Trabalho baseado no artigo "Estarão alguns grupos populacionais brasileiros sujeitos à ação de disruptores endócrinos?", publicado pelos autores nos *Cadernos de Saúde Pública* 15(4): 845-850, 1999.

congressos e reuniões científicas realizados nos últimos três anos sobre este tema demonstram a atualidade e a importância do mesmo (Colborn & Clement, 1992; Colborn, Vom Saal & Soto, 1993, 1996; Davis et al., 1993; Davis & Bradlow, 1995; Sharpe & Skakkebaek, 1993; Wolff et al., 1993; Birnbaum, 1994; Kelce et al., 1994; Makela et al., 1994; Purdom et al., 1994; Rolland, Gilbertson & Colborn, 1995; McLachlan & Korach, 1995; UBA, 1995; Kavlock et al., 1996; EPA, 1997; Jetoc, 1997; Carmichel, 1998; IPCS, 1998; IPCS/OECD, 1998; Koifman & Paumgartem, 2002).

SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS COM AÇÃO SOBRE O SISTEMA ENDÓCRINO

Os termos estrogênios ambientais, desreguladores endócrinos, xenormônios, compostos com atividade endócrina vêm sendo usados para denominar substâncias químicas com ação sobre o sistema endócrino. Também há várias definições utilizadas para caracterizar tais substâncias. Uma das mais aceitas e empregadas pela comunidade científica e entidades reguladoras é a de que um desregulador endócrino é toda substância exógena que interfere com a síntese, armazenamento/liberação, transporte, metabolismo, atividade conjugadora ou eliminação de hormônios naturais na corrente sangüínea responsáveis pela regulação da homeostase e pelo desenvolvimento (Kavlock et al., 1996; Koifman & Paumgartem, 2002; Olea et al., 2002). Entretanto, do ponto de vista da saúde pública, uma das definições que vem sendo empregada é de que um desregulador endócrino é toda e qualquer substância exógena que causa efeitos adversos à saúde, secundários a alterações da função endócrina em organismos intactos ou na sua prole (Koifman & Paumgartem, 2002). Atualmente, uma clara distinção tem sido feita entre desreguladores endócrinos e desreguladores endócrinos potenciais, sendo esta última denominação reservada aos compostos que, a despeito das evidências sobre atividade hormonal em ensaios *in vitro*, não possuem efeitos relatados em ensaios com animais de experimentação (Olea-Serrano et al., 2002).

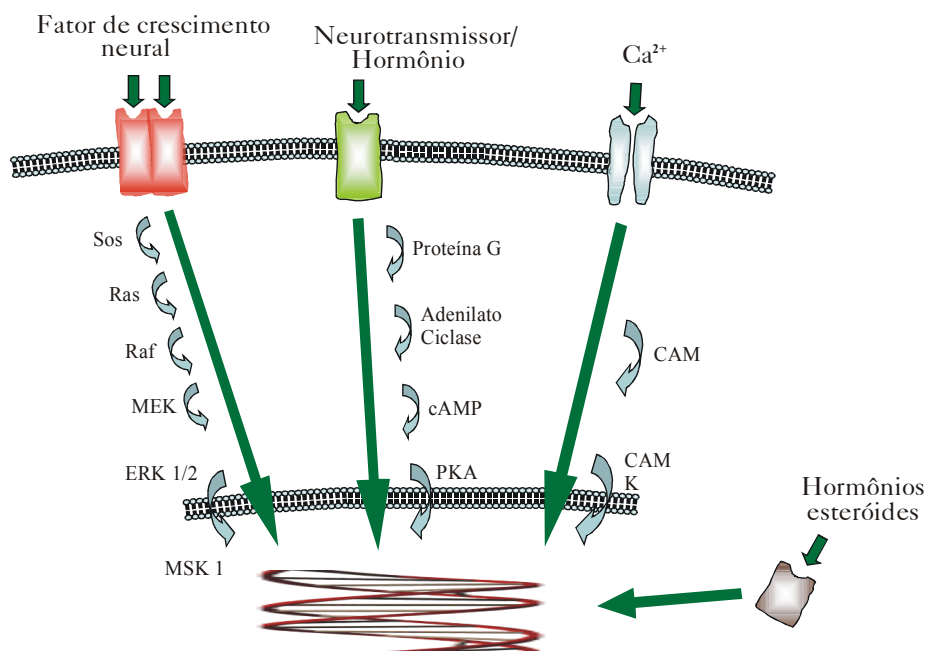
Embora algumas substâncias naturais de origem vegetal possuam propriedades endócrinas – os fitoestrógenos, encontrados em algumas sementes, frutos e vegetais –, estas geralmente não causam tantos problemas ao homem quanto as de origem antropogênica porque não se

ligam fortemente aos receptores hormonais e são facilmente excretadas, não se acumulando nos tecidos corpóreos. Por outro lado, as substâncias sintéticas com ação desreguladora geralmente persistem no ambiente, acumulam-se no solo e nos sedimentos, são transportadas facilmente para outras regiões pela atmosfera e podem se acumular ao longo da cadeia trófica, expondo os animais superiores a maiores riscos. Várias destas substâncias são excretadas por meio do leite materno, constituindo, assim, uma fonte de contaminação de recém-nascidos.

Conhecer o papel destas substâncias no aparecimento de doenças, as relações dose-resposta e as metodologias utilizadas nestes estudos ainda constitui um desafio, mesmo para os países industrializados (EPA, 1997). Uma das possíveis explicações biológicas para a ação dos estrogênios ambientais é a desregulação dos processos de sinalização extracelular por meio dos quais mediadores químicos, como neurotransmissores, fatores de crescimento, citocinas e hormônios, estimulam respostas em suas células-alvo. Os mecanismos de sinalização pelos quais estas substâncias desencadeiam reações intracelulares incluem a ligação a receptores específicos, que induzem a produção de segundos mensageiros intracelulares. Estes, por sua vez, ativam fatores de transcrição numa série de reações em cascata, que culminam na transcrição de genes específicos e na conseqüente síntese de RNAm e proteínas (Figura 1) (Gregus & Klaassen, 2001). Uma das vias de segundo mensageiro mais conhecidas e estudadas é a da adenosina 3',5' – monofosfato cíclico (AMPc). A AMPc, cuja produção é catalisada pela enzima adenilato ciclase, mede uma série de eventos importantes, como síntese, diferenciação, plasticidade e morte celular no cérebro em desenvolvimento (Stachowiak et al., 2003; Shaywitz & Greenberg, 1999), bem como respostas do sistema endócrino, como a excreção de insulina (Gao et al., 2002) e o metabolismo da glicose (Fabbri et al., 2003). Diversos estudos têm demonstrado que contaminantes ambientais alteram vias de segundos mensageiros (Cheek et al., 1998; Costa, 1998; Yanai, Vatury & Slotkin, 2002). Dentre estes, os agrotóxicos organofosforados alteram a atividade da adenilato ciclase e a produção de AMPc, sendo esse um dos possíveis mecanismos pelos quais agrotóxicos induzem toxicidade (Slotkin, 1999; Yanai, Vatury & Slotkin, 2002).

Da mesma forma, hormônios esteróides (estrogênios e androgênios) estimulam respostas em células-alvo através da ligação a proteínas

específicas, denominadas receptores de hormônios esteróides, que são intracelulares, diferentemente da maioria dos receptores. O complexo hormônio-receptor é capaz de se comunicar com a maquinaria de transcrição celular no núcleo da célula, onde exerce a função de modulador da transcrição gênica (Figura 1) (Lee & Chang, 2003). Assim, a comprovada capacidade de interação de diversos desreguladores endócrinos ou desreguladores endócrinos potenciais com receptores de estrógeno (Cocco, 2002), receptores de andrógeno (Kelce et al., 1995) e proteínas que atuam como fatores de transcrição gênica constitui uma hipótese biológica plausível para alguns dos efeitos observados na exposição a tais compostos (Daston, Cook & Kavlock, 2003). Entretanto, os mecanismos de atuação de tais substâncias não se restringem à ação estimulatória (agonismo) ou inibitória (antagonismo) via receptores hormonais, mas também envolvem alterações na atividade de enzimas, como a 5-alpha redutase e a aromatase, que participam da biossíntese de hormônios esteróides (Daston, Cook & Kavlock, 2003).

Figura 1 – Mecanismos de sinalização extracelular

À *esquerda*, dímeros do fator de crescimento neural se ligam e ativam seu receptor de membrana, o qual ativa o fator de troca da guanina (Sos). Este fator leva à ativação da proteína G (Ras), que desencadeia a ativação seqüencial de proteínas cinase (Raf, MEK e ERK ½). No núcleo, ERK ½ fosforila fatores de transcrição gênica. No *centro*, diferentes neurotransmissores e hormônios induzem a produção de adenosina 3',5' – monofosfato cíclico (cAMP) pela ligação a receptores de membrana que ativam a proteína G no meio intracelular. A proteína G ativa diretamente a adenilato ciclase, a qual catalisa a produção de cAMP. Moléculas de cAMP se ligam e ativam a proteína cinase A (PKA), que fosforila fatores de transcrição no núcleo da célula. À *direita*, estímulos, como alterações no potencial de membrana, causam a abertura de canais de Ca^{2+} voltagem-dependentes localizados na membrana da célula. A abertura destes canais causa o influxo de Ca^{2+}, que se liga então à proteína calmodulina (CAM). O complexo Ca^{2+}/calmodulina ativa membros da família das cinase Ca^{2+}/calmodulina-dependentes (CAMK), as quais atuam como moduladores da transcrição gênica. Na *parte inferior*, hormônios esteróides se difundem pela membrana plasmática e se ligam a receptores intracelulares. O complexo hormônio-receptor modula a transcrição de genes.

Uma das substâncias que mais tem contribuído com evidências positivas para a hipótese de desregulação hormonal é o dietilestilbestrol (DES), um estrogênio sintético usado na prevenção do aborto espontâneo. Estima-se que entre 5 e 10 milhões de pessoas foram expostas ao DES somente nos Estados Unidos entre 1938 e 1971, quando seu uso durante a gestação foi proibido. Estudos posteriores demonstraram que o DES é prejudicial tanto para a mulher grávida quanto para os filhos expostos durante a gestação. As filhas das mulheres expostas apresentam risco aumentado de anomalias do trato genital, infertilidade, nascimentos prematuros e outros. Nas mães expostas, há risco aumentado de câncer de mama, enquanto os filhos expostos *in utero* têm aumento em taxas de anomalias genitais e malformações em espermatozóides (Hammes & Laitman, 2003). Assim, as fortes evidências de que um estrogênio sintético pode alterar a homeostase do sistema endócrino e induzir efeitos deletérios sobre o homem e sua prole, somadas a outras evidências em estudos sobre a vida selvagem (Colborn, Dumanoski & Myers, 1996), fundamentaram a busca por evidências de que outras substâncias pudes-

sem também atuar sobre o sistema endócrino. De fato, nos últimos anos, a lista de substâncias químicas suspeitas ou comprovadamente possuidoras desta ação aumentou significativamente (Quadro 1).

Quadro 1 – Substâncias químicas com larga distribuição no ambiente e com relatos científicos de possível ou comprovada ação sobre o sistema endócrino

TIPO	SUBSTÂNCIAS
Agrotóxicos	Herbicidas: 2,4-D; 2,4,5-T; alacloro; amitrole; atrazina; metribuzin; nitrofen; rifuralin Fungicidas: benomil; hexaclorobenzeno; mancozeb; maneb; metiram; zineb; ziram Inseticidas: β-HCH; carbaril; clordano; dicofol; dieldrin; DDT e metabólitos; endosulfan; heptacloro; lindano (γ-HCH); metoxicloro; mirex; paration; piretróides; toxafeno
Substâncias químicas de uso industrial	cádmio; chumbo; mercúrio; PBBs; PCBs; nonilfenóis; ftalatos; estirenos

Fonte: Adaptado de Colborn, Vom Saal & Soto, 1993.

Diversas substâncias bastante conhecidas e utilizadas no Brasil nos mais variados ramos de atividades, algumas já amplamente disseminadas no ambiente como resultado de atividades antropogênicas, têm sido referidas como passíveis de interação com o sistema endócrino. Substâncias como as bifenilas policloradas (PCBs), os ftalatos, as dibenzodioxinas/furanos policlorados, os alquilfenóis, o bisfenol A são alguns exemplos de substâncias químicas amplamente disseminadas no meio ambiente que têm merecido grande atenção.

As bifenilas policloradas, mais conhecidas como PCBs, formam uma família de compostos que encerra cerca de 209 congêneres, formados a partir de uma estrutura básica de dois anéis fenil, diferindo no grau de cloração. Os PCBs foram empregados em todo o mundo como isolantes térmicos antiinflamáveis e participavam da composição de adesivos e plásticos. Na década de 70, seu uso começou a ser restringido devido a seus efeitos adversos sobre a saúde ambiental e humana. Mesmo assim, como são altamente persistentes no ambiente, vários destes efeitos adversos são observados ainda hoje. Estes compostos estão amplamente

distribuídos no mundo, e a exposição aos mesmos se dá principalmente pela ingestão de alimentos (Birnbaum, 1994; Winneke, Walkowiak & Lilienthal, 2002).

Dioxinas e furanos policlorados são uma mistura de congêneres clorados de dibenzo-p-dioxina e dibenzofuranos. Ainda que não sejam produtos principais, são obtidos em vários processos industriais de síntese de compostos orgânicos clorados, como, por exemplo, na produção de PVC, de alguns agrotóxicos como o ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético (2,4,5-T), bem como na produção de papel ou em processos de incineração não controlados de material orgânico ou misturas que contêm cloro (Birnbaum, 1994). Como exemplo de contaminação ambiental e humana por estes compostos, uma estimativa da concentração de dioxinas presentes no solo da Cidade dos Meninos, no Município de Duque de Caxias (RJ), feita pelo Laboratório de Toxicologia do Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana (Cesteh) com base no teor de dioxinas normalmente encontrado em resíduos de HCH, revelou um valor de 800 ng I-Teq/kg de solo. Nessa região, moram cerca de mil pessoas, algumas há mais de 40 anos, em contato direto e contínuo com cerca de 300 toneladas de HCH abandonadas após desativação de uma fábrica governamental que produzia este composto. Até recentemente (1994), nessa área situava-se um abrigo para crianças abandonadas, com cerca de 800 crianças. Concentrações bastante elevadas de alguns isômeros de HCH (principalmente do isômero beta) foram detectadas em todos os segmentos humanos e ambientais nessa região (Oliveira et al., 1995; Braga, 1996). É interessante ressaltar que no Estado de Baden Württemberg, na Alemanha, por exemplo, solos com teores superiores a 100 ng/kg devem ser totalmente trocados em caso de contato com crianças (Ministerium fur Unwelt, 1992).

O bisfenol A é um ingrediente comumente encontrado nos 'vernizes' empregados em tratamentos dentários e em revestimentos internos de recipientes para embalagem de alimentos, o que facilita a contaminação humana diretamente ou por ingestão dos alimentos contaminados. Possui ação estrogênica comprovada sobre cultura de células de câncer de mama (Gascon, Oubina & Barcelo, 1997).

Como indicado no Quadro 1, várias classes de agrotóxicos são suspeitas de alterar a homeostase do sistema endócrino. Particularmente, a ação estrogênica e androgênica de vários agrotóxicos vem sendo moti-

vo de preocupação. Alguns organoclorados, como o DDT, seus metabólitos DDD e DDE, o metoxicloro, o dieldrin e o mirex, são reconhecidos como comprovadamente possuidores desta ação, desencadeando reações intracelulares seja através da ligação a receptores de estrógeno e andrógeno, seja por mecanismos que independem desta ligação (Cocco, 2002, Borgert, Strauss & Harbison, 1994). Como exemplo, podemos citar trabalhos que descrevem que a ligação de agrotóxicos a receptores estrógenos desencadeia o mesmo tipo de resposta induzida pelo estrogênio natural, causando hiperplasia uterina, aumento da espessura do epitélio vaginal e outros efeitos (Ulrich et al., 2000). Adicionalmente, existe evidência de que mesmo estrógenos naturais podem causar alterações genéticas e conseqüentes efeitos carcinogênicos por mecanismos que não envolvem a ligação do estrógeno ao seu receptor. Estudos recentes sugerem que agrotóxicos desencadeiam efeitos semelhantes, estimulando excessivamente órgãos-alvo e induzindo o desenvolvimento de neoplasias (Shen & Novak, 1997).

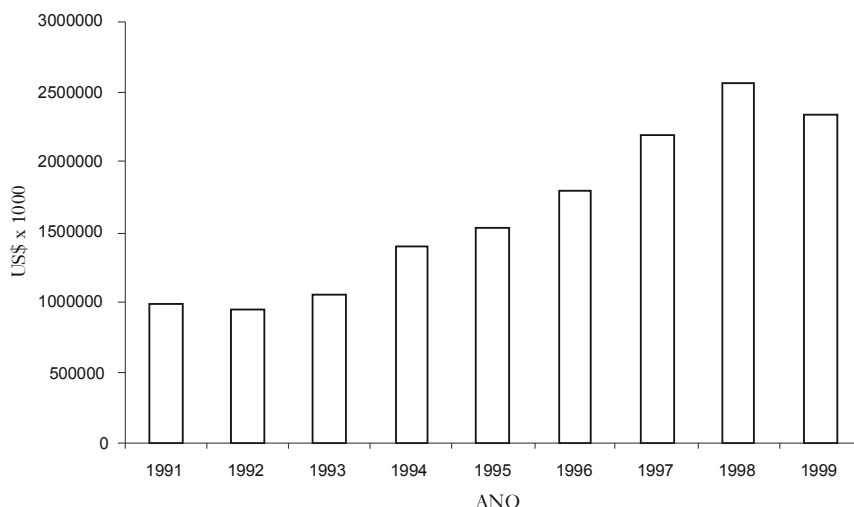
Uma vez que os principais efeitos biológicos observados entre os desreguladores endócrinos são (anti)estrogenicidade e (anti)androgenicidade, grande parte da vasta literatura atual sobre desreguladores endócrinos dirige seu foco principal para os efeitos sobre o sistema reprodutivo. Entretanto, não podemos descartar possíveis interações de contaminantes ambientais, como os agrotóxicos, com outros sistemas hormonais, como os efeitos do toxaphene no córtex adrenal e os efeitos do DDT, methoxichlor, amitrole e toxaphene na glândula tireóide (Cocco, 2002). Igualmente importante tem sido a descrição de efeitos sobre o sistema neuroendócrino. O estrogênio participa ativamente da organização e estruturação do cérebro em desenvolvimento através da modulação de eventos moleculares importantes no desenvolvimento de dendritos, expressão de fatores neurotróficos e regulação da apoptose (Silbergeld, Flaws & Brown, 2002). Assim, xeno-hormônios podem causar alterações na homeostase do estrogênio em períodos críticos do desenvolvimento do sistema nervoso central, com conseqüentes alterações comportamentais (Palanza et al., 1999). Além desta ação mais ampla sobre o sistema nervoso em desenvolvimento, têm sido descritas alterações mais específicas, como danos ao eixo hipotalâmico-hipofisário, que podem resultar em alterações na secreção de hormônios sexuais (Cooper, Goldman & Stoker, 1999).

Cabe ainda enfatizar que a lista de agrotóxicos suspeitos de interagirem com o sistema endócrino é bem mais extensa, como indicado na Quadro 1. Para se ter uma idéia, de uma relação de 107 substâncias citadas na literatura como possíveis desreguladores endócrinos, 64 (60%) são agrotóxicos (Jetoc, 1997).

AGROTÓXICOS COMO DESREGULADORES ENDÓCRINOS NO BRASIL: o que sabemos?

O uso de agrotóxicos tem aumentado continuamente desde 1940, e hoje em dia estima-se um consumo anual superior a 3 milhões de toneladas desses agentes, o que envolve um montante de mais de US$ 20 bilhões (Pimentel, 1991). Os países em desenvolvimento e os de economia em transição respondem pelo consumo de cerca de 25% da produção mundial de agrotóxicos.

Dados do Sindicato Nacional da Indústria de Defensivos Agrícolas (Sindag) mostram que o mercado brasileiro vem crescendo significativamente desde 1991 (Gráfico 1), quando movimentou cerca de US$ 988 milhões. Em 1999, tal cifra subiu para cerca de US$ 2,3 bilhões, o que representa um incremento de cerca de 135%.

Gráfico 1 – Estimativa de venda de agrotóxicos, em dólares, no mercado brasileiro (1991-1999)

Se considerarmos apenas os agrotóxicos sob suspeita de interação com o sistema endócrino, verifica-se que a utilização dos mesmos tem crescido consideravelmente nos últimos cinco anos. Apenas de portos americanos, em 1996, foram exportadas 33.136 toneladas desses compostos, ou seja, cerca de 90 toneladas por dia. Os principais destinos destas exportações foram: Bélgica (8.664 t – 26%), Brasil (2.645 t – 8%), Argentina (1.778,5 t – 5,3%) e Índia (1.550,5 t – 4,6%). É importante lembrar que a Bélgica, provavelmente, não é o destino final destas substâncias, e o Brasil, como segundo maior destino, aparece com destaque no consumo desses agentes (Fase, 1998).

Uma das substâncias mais estudadas sob o aspecto de desregulação endócrina é o DDT (e seus metabólitos DDD e DDE). Embora ainda existam muitas controvérsias e discrepâncias entre os resultados obtidos em vários estudos, estes compostos são sabidamente persistentes no meio ambiente, já tendo seu uso, produção e venda proibidos em cerca de 80 países. No Brasil, a partir de 1982, a utilização do DDT foi legalmente restrita a campanhas de saúde pública, quando era empregado no combate à malária. Esse procedimento foi usado até 1994, quando se optou por uma mudança na estratégia do combate à propagação desta enfermidade. Dados da Fundação Nacional de Saúde mostram que a região Amazônica concentra cerca de 98% dos casos de malária no Brasil e que, de 1988 a 1994, cerca de 3 mil toneladas de DDT foram utilizadas em campanhas de combate ao vetor desta doença. Estes fatos podem explicar os elevados níveis de DDT encontrados no soro de 89 índios da tribo dos Parka-Tejê, que vivem cerca de 50 quilômetros a leste de Marabá, no Pará. Foram encontradas nestas amostras concentrações médias de 52 ppb (faixa de concentração de 12,8 a 262,6 ppb e desvio padrão de 46,79) (0,17 ppb para população não exposta) (Koifman et al., 1998).

A grande estabilidade destes compostos à degradação ambiental, associada às suas propriedades físico-químicas (lipofilicidade etc.), favorece sua distribuição pelos diferentes compartimentos ambientais e suas propriedades de bioacumulação em tecidos ricos em lipídios, constituindo assim uma importante via de contaminação humana. De fato, a avaliação da concentração plasmática de agrotóxicos organoclorados realizada em 64 gestantes no primeiro trimestre de

gravidez, atendidas no Hospital Gafrée Guinle, no Rio de Janeiro (RJ), mostrou contaminação por DDT e seus metabólitos DDE e DDD em 90% dos casos (faixa de concentração: de 0,27 a 0,44 ppb); por hexaclorociclohexanos – isômeros a, b e g-HCH – em 88% (faixa de concentração: a de 0,17 a 1,41 ppb; b de 0,08 a 0,81 ppb; e g de 0,07 a 0,28 ppb); por hexaclorobenzeno em 77% (faixa de concentração: de 0,008 a 0,58 ppb); por aldrin em 41% (faixa de concentração: de 0,1 a 0,17 ppb); por dieldrin em 9% (faixa de concentração: de 0,06 a 0,1 ppb); por endosulfan em 14% (faixa de concentração: de 0,05 a 0,15 ppb); e por dodecacloro, um caso (concentração de 2,3 ppb) (Sarcinelli et al., 1991). Como se pode depreender destes resultados, a maioria das gestantes apresentava contaminação múltipla. Embora estas concentrações sejam baixas, pouco se conhece sobre os níveis teciduais destes compostos, que são bioacumulativos, ou sobre os efeitos que estas substâncias, isoladamente ou em conjunto, terão sobre os filhos, que ainda não podem ser avaliados.

No Brasil, a região Sudeste é a que apresenta a mais alta relação entre venda de agrotóxicos/pessoa de todo o país, apresentando, em 1985, uma relação de cerca de 12 kg/pessoa ocupada (Garcia, 1997). Nessa região, o estado de São Paulo se destaca, com uma relação de cerca de 32 kg/pessoa ocupada, a maior de todo o país (Garcia & Almeida, 1991).

Dados preliminares de um estudo piloto realizado nos municípios de Magé e Nova Friburgo (RJ) mostraram que uma considerável parcela da população de agricultores utiliza agrotóxicos sob forte suspeita de ação sobre o sistema endócrino, conforme mostrado no Quadro 2.

Dentre os agrotóxicos listados no quadro, esfenvalerato (Go et al., 1999), mancozeb (Bisson & Hontela, 2002), deltametrina (De Boer et al., 1988) e metamidofós (Spassova, White & Singh, 2000) apresentam indícios na literatura científica de interação com o sistema endócrino.

Quadro 2 – Agrotóxicos mais utilizados na Região Serrana do Rio de Janeiro, segundo estudo piloto realizado em 1998

Percentual de usuários	Agrotóxico (princípio ativo)	Uso (classe)
90	Tamaron (metamidofós)	Inseticida (organofosforado)
70	Sumidan (esfenvalerato)	Inseticida (piretróide)
60	Ditane (mancozeb)	Fungicida (ditiocarbamato)
60	Gramoxone (paraquat)	Herbicida (bipiridílico)
35	Decis (deltametrina)	Inseticida (piretróide)

Estudos sobre os possíveis impactos da exposição a agrotóxicos sobre a saúde humana no Brasil têm avaliado principalmente efeitos agudos e, em menor grau, efeitos neurocomportamentais, em grande parte devido à grande incidência de uso dos organofosforados, associada à sua alta toxicidade e a seu mecanismo de ação clássico de inibição da acetilcolinesterase. Entretanto, efeitos crônicos, como distúrbios reprodutivos e câncer em populações brasileiras expostas a agrotóxicos, são relativamente desconhecidos.

Correlacionando o volume de vendas de agrotóxicos em 11 estados brasileiros na década de 80 com alguns distúrbios do sistema reprodutivo humano e cânceres do trato reprodutivo na década de 90, Koifman, Koifman & Meyer (2002) observaram que estados com maior volume de vendas de agrotóxicos apresentam também maiores taxas de mortalidade por câncer de mama, ovário e próstata, assim como elevadas taxas de realização de espermogramas (teste primário para infertilidade masculina) e hospitalização por câncer de testículo. Além disso, agricultores da Região Serrana do Rio de Janeiro apresentaram taxas mais elevadas de mortalidade por cânceres de localização anatômica específica, incluindo testículo e pênis, quando comparados com a população geral (Meyer et al., no prelo).

CONCLUSÃO

A hipótese de desregulação endócrina por parte de alguns contaminantes ambientais tem sido atrativa e ao mesmo tempo desafiadora para

a comunidade científica e a sociedade. A possibilidade de haver um modo de ação comum que explique como substâncias químicas de estruturas tão diversas podem produzir efeitos biológicos semelhantes (Silbergeld, Flaws & Brown, 2002) e de uma mesma substância apresentar um largo espectro de efeitos biológicos (Safe et al., 1998) tem atraído a atenção de pesquisadores de diversas áreas do conhecimento. O acúmulo expressivo de resultados de laboratório tem encontrado eco nos efeitos observados especialmente sobre a vida selvagem e fez emergirem os processos de sinalização extracelulares como um mecanismo mais amplo de atuação de substâncias químicas sobre o organismo vivo (Cheek et al., 1998; Costa, 1998; Slotkin, 1999; Yanai, Vatury & Slotkin, 2002). Entretanto, as relações de causalidade entre a exposição a desreguladores endócrinos e efeitos sobre a população humana têm sido mais difíceis de estabelecer (Olea-Serrano et al., 2002; Daston, Cook & Kavlock, 2003) e representam um desafio importante para as próximas décadas, seja para os países desenvolvidos ou para aqueles ainda em desenvolvimento.

A precariedade da forma com que, em geral, as substâncias químicas são utilizadas em nosso país, bem como o uso simultâneo de várias delas, geralmente em grandes quantidades, apontam a existência de risco elevado, que pode se tornar, num espaço de tempo curto, até mesmo de uma geração, um problema de gravíssimas conseqüências para a saúde pública e até para o desenvolvimento nacional.

Dados disponíveis, como os aqui apresentados, mostram a contaminação de grupos populacionais brasileiros por substâncias químicas persistentes, suspeitas de apresentarem propriedades desreguladoras do sistema endócrino. Tais dados são, quase exclusivamente, relacionados a compostos organoclorados, a maioria dos quais utilizados na agricultura. Estes compostos, desde há muito, têm sua utilização restrita e regulamentada por leis específicas. Contudo, devido à sua elevada persistência no ambiente, estas substâncias são bastante encontradas no organismo humano. Atualmente, o uso destes compostos tem diminuído de forma expressiva devido tanto às restrições legais quanto ao desenvolvimento de novas substâncias químicas mais eficientes e mais facilmente degradadas no ambiente. Infelizmente, também paira sobre várias destas substâncias a suspeita de apresentarem propriedades endócrinas.

No Brasil, a ignorância sobre o manejo adequado das substâncias químicas e as condições de vida do homem do campo tornam os trabalhadores rurais um grupo prioritário para a implementação urgente de um programa com o objetivo de avaliar o impacto destas substâncias sobre a saúde do homem e do ambiente nas diversas regiões brasileiras, em particular naquelas com intensa atividade agrícola.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BIRNBAUM, L. S. Endocrine effects of prenatal exposure to PCBs, dioxins, and other xenobiotics: Implications for policy and future research. *Environmental Health Perspectives*, 102: 676-679, 1994.

BISSON, M. & HONTELA, A. Cytotoxic and endocrine-disrupting potential of atrazine, diazinon, endosulfan, and mancozeb in adrenocortical steroidogenic cells of rainbow trout exposed *in vitr*. *Toxicol Appl Pharmacol*, 180: 110-117, 2002.

BITMAN, J. & CECIL, H. C. Estrogenic activity of DDT analogs and polychlorinated biphenyls. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, 18: 1.108-1.112, 1970.

BORGERT, C. J.; STRAUSS, M. A. & HARBISON, R. D. Reproductive toxicology and occupational exposure. In: ZENZ, C.; DICKERSON, O. B. & HORVATH JR., E. P. (Eds.) *Occupational Medicine*. 3.ed. St Louis: Mosby-year Book, Inc., 1994.

BRAGA, A. A. M. C. B. *Avaliação da Contaminação Humana por HCH em Residentes e Estudantes da Cidade dos Meninos, Duque de Caxias, RJ*, 1996. Dissertação de mestrado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz.

CARLSEN, E. et al. Evidence for decreasing quality of semen during past 50 years. *British Medical Journal*, 305: 609-613, 1992.

CARLSEN, E. et al. Evidence for increasing incidence of abnormalities of the human testis: a review. *Environmental Health Perspectives*, 101(supl. 2): 65-71, 1993.

CARMICHEL, H. Sex offenders. *Chemistry in Britain*, 34: 25-29, 1998.

CHEEK, A. O. et al. Environmental signaling: a biological context for endocrine disruption. *Environmental Health Perspectives*, 106 (supl. 1): 5-10, 1998.

COCCO, P. On the rumors about the silent spring: review of the scientific evidence linking occupational and environmental pesticide exposure to endocrine disruption health effects. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(2): 379-402, 2002.

COLBORN, T. & CLEMENT, C. *Chemically Induced Alterations in Sexual and Functional Development: the wildlife/human connection*. Princeton: Princeton Scientific Publishing Co, Inc., 1992.

COLBORN, T.; VOM SAAL, F. S. & SOTO, A. M. Developmental effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. *Environmental Health Perspectives*, 101: 378-384, 1993.

COLBORN, T.; DUMANOSKI, D. & MYERS, J. P. *Our Stolen Future: are we threatening our fertility, intelligence and survival? a scientific detective story*. Nova Iorque: Dutton, 1996.

COOPER, R. L.; GOLDMAN, J. M. & STOKER, T. E. Neuroendocrine and reproductive effects of contemporary-use pesticides. *Toxicology and Industrial Health*, 15(1-2): 26-36, 1999.

COSTA, L. G. Signal transduction in environmental neurotoxicity. *Annual Review of Pharmacology and Toxicology*, 38: 21-43, 1998.

DASTON, G. P.; COOK, J. C. & KAVLOCK, R. J. Uncertainties for endocrine disrupters: our view on progress towards addressing them. *Toxicological Sciences*, 2003. (No prelo.)

DAVIS, D. L. & BRADLOW, H. L. Can environmental estrogens cause breast cancer? *Scientific American*, 273: 166-172, 1995.

DAVIS, D. L. et al. Medical hypothesis: Xenoestrogens as preventable causes of breast cancer. *Environmental Health Perspectives*, 101: 372-377, 1993.

DE BOER, S. F. et al. Changes in plasma corticosterone and catecholamine contents induced by low doses of deltamethrin in rats. *Toxicology*, 49(2-3): 263-270, maio 1988.

EPA (Environmental Protection Agency). *Special Report on Environmental Endocrine Disruption: an effects assessment and analysis*. Washington, D.C.: EPA, 1997.

FABBRI, E. et al. Cd2+ and Hg2+ affect glucose release and cAMP-dependent transduction pathway in isolated eel hepatocytes. *Aquatic Toxicology*, 62: 55-65, 2003.

FASE (Foundation for Advancements in Science and Education). *Exporting Risks: pesticide exports from US ports, 1995-1996*. Los Angeles: Fase, 1998.

GAO, Z. et al. Protein kinase: a translocation and insulin secretion in pancreatic b-cells – studies with adenylate cyclase toxin from Bordetella pertussis. *The Biochemical Journal*, 368: 397-404, 2002.

GARCIA, E. G. Pesticide control experiences in Brazil. *Pesticide Safety*, 2: 5, 1997.

GARCIA, E. G. & ALMEIDA, W. F. Exposição dos trabalhadores rurais aos agrotóxicos no Brasil. *Revista Brasileira de Saúde Ocupacional*, 72: 7-11, 1991.

GASCON, J.; OUBINA, A. & BARCELO, D. Detection of endocrine disrupting pesticides by enzyme-linked immunosorbent assay (Elisa): application to atrazine. *Trends in Analytical Chemistry*, 16: 554-562, 1997.

GO, V. et al. Estrogenic potential of certain pyrethroid compounds in the MCF-7 human breast carcinoma cell line. *Environmental Health Perspectives*, 107(3): 173-177, mar. 1999.

GREGUS, Z. & KLAASSEN, C. D. Mechanisms of toxicity. In: KLAASSEN, C. D. (Ed.) *Casarett and Doull's Toxicology: the basic science of poisons*. 6.ed. EUA: McGraw-Hill, 2001.

HAMMES, B. & LAITMAN, C. J. Diethylstilbestrol (DES) update: recommendations for the identification and management of DES-exposed individuals. *Journal of Midwifery & Women's Health*, 48(1): 19-29, 2003.

HERTZ, R. The estrogen problem: retrospect and prospect. In: MCLACHLAN, J. A. (Ed.) *Estrogens in the Environment II: influences on development.* Nova Iorque: Elsevier, 1985.

IPCS (International Program for Chemical Safety). *Report of Second IPCS Steering Group Meeting on Endocrine Disruptors.* Ispra: IPCS, 1998.

IPCS/OECD (International Program for Chemical Safety/Organization for Economic Co-Operation and Development). *Report of IPCS/OECD Scoping Meeting on Endocrine Disruptors.* Washington, D.C.: IPCS/OECD, 1998.

JETOC (Japan Chemical Industry Ecology-Toxicology and Information Center). *A Study on Hormone-Like (Hormone-Mimic): effects of exogenous substances.* Tóquio: Chemical Industry Association, 1997.

KAVLOCK, R. J. et al. Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors: a report of the U.S. EPA-sponsored workshop. *Environmental Health Perspectives*, 104 (supl. 4):715-740, 1996.

KELCE, W. R. et al. Environmental hormone disruptors: evidence that vinclozolin developmental toxicity is mediated by antiandrogenic metabolites. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 126: 276-285, 1994.

KELCE, W. R. et al. Persistent DDT metabolite p,p' – DDE is a potent androgen receptor antagonist. *Nature*, 375: 581-585, 1995.

KOIFMAN, S. & PAUMGARTTEN, F. J. R. O impacto dos desreguladores endócrinos ambientais sobre a saúde pública. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(2): 354-355, 2002.

KOIFMAN, S.; KOIFMAN, R. J. & MEYER, A. Human reproductive disturbances and pesticide exposure in Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(2): 435-445, 2002.

KOIFMAN, S. et al. Cancer cluster among young indians living near power transmission lines in Bom Jesus do Tocantins, Pará, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 14 (supl. 3): 161-172, 1998.

LEE, D. K. & CHANG, C. Molecular communication between androgen receptor and general transcription machinery. *The Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*, 84(1): 41-49, 2003.

MAKELA, S. et al. Dietary estrogens act through estrogen receptor-mediated processes and show no antiestrogenicity in cultured breast cancer cells. *Environmental Health Perspectives*, 102: 572-578, 1994.

MCLACHLAN, J. A. *Estrogens in the Environment.* Amsterdã: Elsevier Press, 1980.

MCLACHLAN, J. A. *Estrogens in the Environment II: influence on development.* Amsterdã: Elsevier Press, 1985.

MCLACHLAN, J. A. & KORACH, K. S. Symposium on estrogens in the environment, III. *Environmental Health Perspectives*, 103 (supl. 7): 3-4, 1995.

MEYER, A. et al. Cancer mortality among agricultural workers from serrana region, state of Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Research* (No prelo).

MINISTERIUM FUR UMWELT BADE-WURTTEMBERG. Erlaß an die Regierungsprasidien, Az:44-8810.30/80, 1992. (Mimeo.)

NELSON, J. A.; STRUCK, R. F. & JAMES, R. Estrogenic activities of chlorinated hydrocarbons. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 4: 325-339, 1978.

OLEA, N. et al. Perspectives on endocrine disruption. *Gaceta Sanitária*, 16(3): 250-256, 2002.

OLEA-SERRANO, N. et al. Endocrine disrupting chemicals. Harmful substances and how to test them. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(2): 489-494, 2002.

OLIVEIRA, R. M. et al. Contaminação por HCH em área urbana da região Sudeste do Brasil. *Revista de Saúde Pública*, 29: 228-233, 1995.

PALANZA, P. et al. Prenatal exposure to endocrine disrupting chemicals: effects on behavioral development. *Neuroscience and Biobehavioral Reviews*, 23(7): 1.011-1.027, 1999.

PIMENTEL, D. Diversification of biological control strategies in agriculture. *Crop Protection*, 10: 243-253, 1991.

PURDOM, C. E. et al. Estrogenic effects of effluents from sewage treatments works. *Chemistry and Ecology*, 8: 275-285, 1994.

RICHARDSON, M. L. & BOWRON, J. M. The fate of pharmaceutical chemicals in the aquatic environment. *Journal of Pharmacy and Pharmacology*, 37: 1-12, 1985.

ROLLAND, R.; GILBERTSON, M. & COLBORN, T. Environmentally induced alterations in development: a focus on wildlife. *Environmental Health Perspectives*, 103(supl. 4): 1-106, 1995.

SAFE, S. et al. Ah receptor agonists as endocrine disruptors: antiestrogenic activity and mechanisms. *Toxicology Letters*, 102-103: 343-347, 1998.

SARCINELLI, P. N. et al. Dietary and reproductive determinants of plasma organochlorine levels in pregnant women in Rio de Janeiro. *Environ Res*, 91(3): 143-150, mar. 2003.

SHARPE, R. M. & SKAKKEBAEK, N. E. Are oestrogens involved in falling sperm counts and disorders of the male reproductive tract? *The Lancet*, 341: 1.392-1.395, 1993.

SHAYWITZ, A. J. & GREENBERG, M. E. CREB: a stimulus-induced transcription factor activated by a diverse array of extracellular signals. *Annu. Rev. Biochem*, 68: 821-861, 1999.

SHEN, K. & NOVAK, R. F. DDT stimulates c-erbB2, c-met, and STATS tyrosine phosphorylation, Grb2-Sos association, MAPK phosphorylation, and proliferation of human breast epithelial cells. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 231(1): 17-21, 1997.

SILBERGELD, E. K.; FLAWS, J. A. & BROWN, K. M. Organizational and activational effects of estrogenic disrupting chemicals. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(2): 495-504, 2002.

SLOTKIN, T. A. Developmental cholinotoxicants: nicotine and chlorpyrifos. *Environmental Health Perspectives*, 107(supl. 1): 71-80, 1999.

SPASSOVA, D.; WHITE, T. & SINGH, A. K. Acute effects of acephate and methamidophos on acetylcholinesterase activity, endocrine system and amino acid concentrations in rats. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol*, 126(1): 79-89, maio 2000.

STACHOWIAK, E. K. et al. CAMP-induced differentiation of human neuronal progenitor cells is mediated by nuclear fibroblast growth factor receptor-1 (FGFR1). *J Neurochem*, 84: 1.296-1.312, 2003.

UBA (UMWELTBUNDESAMT) *Endocrinically Active Chemicals in the Environment.* Berlim: UBA, 1995.

ULRICH, E. M. et al. Environmentally relevant xenoestrogen tissue concentrations correlated to biological responses in mice. *Environmental Health Perspectives*, 108(10): 973-977, 2000.

WINNEKE, G.; WALKOWIAK, J. & LILIENTHAL, H. PCB-induced neurodevelopmental toxicity in human infants and its potential mediation by endocrine dysfunction. *Toxicology*, 181/182: 161-165, 2002.

WOLFF, M. S. et al. Blood levels of organochlorine residues and risk of breast cancer. *Journal of the National Cancer Institute*, 85: 648-652, 1993.

YANAI, J.; VATURY, O. & SLOTKIN, T. A. Cell signaling as a target and underlying mechanism for neurobehavioral teratogenesis. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 965: 473-478, 2002.

PARTE II

Metodologias de pesquisa: avanços e dilemas

6

AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO HUMANA A AGROTÓXICOS

Jefferson José Oliveira-Silva
Sergio Rabello Alves
Henrique Vicente Della Rosa

INTRODUÇÃO

No universo de complexidades que é a relação entre o uso dos agrotóxicos e a saúde e o meio ambiente, um dos temas mais controversos, mal compreendidos e dinâmicos talvez seja a avaliação da exposição humana a estes agentes. O melhor significado para a palavra avaliação, neste contexto, seria reconhecer a abrangência e a magnitude do objeto em foco (Ferreira, 1999). Sob essa perspectiva, que instrumentos ou meios são capazes de nos dar a dimensão fidedigna do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana? Como se explica que o senso comum, núcleo do bom senso, aponte a utilização de agrotóxicos como um dos maiores problemas de saúde pública no meio rural, e estudos científicos com este fim produzam dados que, na maioria das vezes, mostram um quadro muito mais ameno que aquele percebido pelo indivíduo comum?

A resposta a essas e outras perguntas sobre a avaliação da exposição humana a agrotóxicos encontra-se submersa em campos do conhecimento humano em princípio distantes entre si. Nosso objetivo neste artigo, mais do que responder a estes questionamentos, é trazer à tona alguns aspectos da complexidade dos processos de avaliação, proporcionando elementos de convicção para que cada um possa tirar suas próprias conclusões.

PILARES DA AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO E DA INTOXICAÇÃO HUMANA A AGROTÓXICOS

O primeiro passo para desenvolver um programa de monitorização ocupacional, ou mesmo para uma simples avaliação pontual de um indivíduo ou de um grupo de indivíduos expostos a agrotóxicos, se traduz na aparentemente prosaica definição semântica do que se pretende avaliar: os expostos, os intoxicados ou ambos. Por definição, expostos são todos aqueles que têm ou tiveram contato com determinado agente. Considerando que os agrotóxicos foram as substâncias antropogênicas mais utilizadas na história da humanidade, sendo possível hoje encontrá-los em regiões tão inusitadas como o Ártico (Larsson, Okla & Woin, 1990; Dewailly et al., 1999), toda a população do planeta estaria nessa condição. Intoxicado, por sua vez, é o termo que define o indivíduo que teve contato com determinada substância e deste contato desenvolveu algum tipo de manifestação clínica. Logo, uma resposta mal colocada à pergunta original implica avaliar de forma censitária todo e qualquer indivíduo ou somente os doentes.

A avaliação da exposição humana é um processo que demanda recursos humanos e materiais, e tem por objetivo primordial barrar o desenvolvimento de agravos à saúde derivados da exposição a determinado agente. A avaliação da exposição deve priorizar os indivíduos com maior probabilidade de se apresentarem excessivamente expostos. Isto reduz de modo considerável o número de pessoas a ser avaliado e, ao mesmo tempo, impede o estabelecimento do quadro de intoxicação por meio do alarme e subseqüente afastamento do trabalhador da fonte de contaminação, ou, ao menos, atenua a gravidade do quadro se este já tiver se estabelecido.

A avaliação de um grupo de indivíduos com possibilidade de se apresentarem excessivamente expostos a agrotóxicos, assim como de um grupo de intoxicados, se apóia sobre o mesmo tripé: histórico de exposição, avaliação clínica e diagnóstico laboratorial. No entanto, estes dois tipos de avaliação apresentam diferenças consideráveis no valor das variáveis. No estudo de um grupo de intoxicados, a avaliação clínica será sempre soberana e determinante; já na avaliação de um grupo de supostos excessivamente expostos, o histórico é responsável por sua caracterização. Logo, essa variável assume um papel determinante na defini-

ção do grupo ou dos indivíduos de um grupo que serão avaliados. Neste contexto, o diagnóstico laboratorial, denominado indicador, assume um papel decisivo, pois a exposição a determinado agente pode se traduzir num aumento da concentração deste no organismo em relação à população em geral (indicador de dose interna), ou ainda ter disparado um quadro de alterações bioquímicas e metabólicas sem, contudo, desenvolver comemorativos clínicos perceptíveis (indicador de efeito). Em resumo, na avaliação de supostos excessivamente expostos, teríamos o histórico definindo o grupo, os indicadores apontando a real exposição, que iria determinar, em última instância, a situação de risco, e, finalmente, a avaliação clínica apontando que indivíduos migraram do grupo de expostos para o de intoxicados.

INDICADORES DE EXPOSIÇÃO

Os agrotóxicos representam um grupo heterogêneo de compostos que podem variar em sua estrutura química de organometálicos a derivados naturais de plantas, e ainda em seus diferentes mecanismos tóxicos de ação (Larini, 1999). Por isso, não é possível desenvolver um método único e universal capaz de indicar a dose interna ou mesmo o efeito biológico da exposição a todo e qualquer agente utilizado, com o propósito de controlar e/ou eliminar pragas.

Contudo, elementos do grupo dos agrotóxicos podem se assemelhar estruturalmente (organoclorados, piretróides etc.); apresentar o mesmo alvo bioquímico, como no caso dos anticolinesterásicos, que, independentemente do grupo químico, desenvolvem seu efeito tóxico por meio da inibição das colinesterases do sistema nervoso; apresentar valores de DL50 ou CL50 próximos, o que os classifica em termos de toxicidade aguda; ou ainda ser utilizados para combater uma mesma praga e apresentar estruturas químicas e mecanismos de ação completamente diferentes, como raticidas, inseticidas etc. Essas similitudes têm servido no processo de classificação destes compostos, embora só faça sentido a semelhança estrutural e a mecanística de ação do ponto de vista da avaliação a exposição através de indicadores.

Considerando separadamente cada um dos agrotóxicos, é possível determinar sua concentração nos fluidos biológicos, e, conseqüentemente,

estimar a exposição que o indivíduo sofreu a este elemento. Nesse ponto, é importante considerar a janela de tempo entre a exposição e a coleta da amostra a ser analisada. Essa janela se relaciona diretamente com a meia-vida do agrotóxico em questão, e, caso não seja respeitada, os resultados dos diagnósticos invariavelmente serão negativos, seja qual for o método analítico empregado. Esse aspecto é particularmente relevante para os agrotóxicos do grupo dos organofosforados e dos carbamatos, que apresentam meia-vida extremamente curta e são responsáveis pelo maior número de intoxicações humanas (Koh & Jeyaratnam, 1996).

Antes de tecermos considerações sobre a escolha do indicador mais adequado a ser usado num processo de avaliação da exposição a agrotóxicos, é fundamental uma análise sumária das técnicas empregadas para este fim e uma breve discussão sobre suas vantagens e limitações.

INDICADORES DE DOSE INTERNA E INDICADORES DE EFEITO

Os indicadores de dose interna têm a capacidade de determinar a quantidade da substância química e/ou metabólito(s) presentes em diversas matrizes biológicas, tais como sangue, urina ou tecidos. As técnicas mais difundidas de quantificação destes indicadores são as análises cromatográfica gasosa e líquida de alta *performance*, acopladas a inúmeros detectores (Mukherjee & Gopal, 1996; Biziuk et al., 1996). São precisas e de alta sensibilidade, possibilitando, em determinadas condições, avaliar a relação entre o agrotóxico em seu estado original e seus (sub)produtos, gerando informações sobre o processo de metabolização do mesmo no organismo. Estas análises, em geral, requerem etapas de extração e procedimentos analíticos característicos para cada substância ou, na melhor das hipóteses, para um grupo de substâncias com as mesmas características físico-químicas, neste caso denominadas análises de multirresíduos. Sua implantação é onerosa devido à necessidade de aparelhagens sofisticadas e estrutura laboratorial complexa, e sua execução requer pessoal com alto nível técnico e insumos com alto grau de pureza. Estas características analíticas, somadas às grandes distâncias entre os laboratórios analíticos e o meio rural, tornam estas técnicas de execução extremamente limitadas em estudos de campo. No entanto, em determinadas situações, não há outra opção tecnológica para avaliar a exposição humana a agrotóxicos.

Também podem ser utilizadas outras técnicas, como a espectrofotometria de absorção atômica, a voltametria e os imunoensaios, para determinar a dose interna (Garrido et al., 2003; Turdean et al., 2002; Sampedro et al., 1998). A absorção atômica, que é de alta precisão e sensibilidade, tem seu uso restrito a agrotóxicos que contenham metais pesados em sua estrutura, como os organomercuriais e alguns tipos de fungicidas, apresentando as mesmas limitações relativas ao custeio da técnica. As técnicas de voltametria, embora apresentem custo razoável e uma precisão e sensibilidade na faixa de 10^{-9} a 10^{-12} moles, compatíveis com as cromatográficas, sofrem forte influência da matriz biológica. Desta forma, têm sido apresentadas como técnicas vantajosas para avaliação ambiental, mas que apresentam alguma dificuldade para a avaliação humana.

Finalmente, teríamos as técnicas de imunoensaio, que vêm sendo empregadas com sucesso, desde a década de 90, na avaliação da contaminação ambiental por agrotóxicos, em razão de seu baixo custo e facilidade técnica de execução, dispensando as etapas de extração da matriz biológica. Por meio destas técnicas, é possível realizar a análise simultânea de até 80 amostras, com sensibilidade similar ou mesmo maior que as cromatográficas. No entanto, apresentam as mesmas limitações relativas à meia-vida dos agrotóxicos (pequena janela temporal entre a exposição e a coleta das amostras) e especificidade metodológica, além de terem seu uso restrito à avaliação humana da exposição a agrotóxicos.

Os indicadores de efeito são ferramentas que têm como fundamento teórico determinar as alterações bioquímicas transitórias em um nível molecular que, idealmente, ao serem produzidas, não resultem em transtornos funcionais, não provoquem a ruptura da homeostase, não aumentem a susceptibilidade a outros agentes e não incapacitem o organismo a compensar novas sobrecargas do elemento original, ou seja, efeitos definidos como não nocivos. Estes nunca devem ser confundidos com as evidências pré-clínicas, que são a manifestação de algum dano já processado, embora sem sintomatologia clínica, como no caso das interleucinas no diagnóstico de alguns tipos de pneumoconeoses (Oliveira-Silva, Castro & Tranbellini, 2002).

Por princípio, os indicadores de efeito avaliam as conseqüências e não o agente causal da exposição, ou seja, no momento em que os valores destas análises se distanciam dos valores estabelecidos como nor-

mais, representam o desfecho de um processo de exposição. Por serem consectários da exposição, na maioria das vezes, quando analisados isoladamente, fornecem poucas informações sobre o agente tóxico. Seria, por analogia, como buscar na dor de cabeça informações sobre uma de suas 400 causas conhecidas. Contudo, em determinadas situações em que o histórico de exposição e o processo de trabalho são conhecidos, e o indicador apresente um alto grau de especificidade, os resultados permitem aferir a exposição a múltiplos agentes, desde que estes possuam mecanismos congêneres de interação com o meio biológico.

Alguns indicadores de efeito têm sido propostos e utilizados na avaliação da exposição a agrotóxicos, como a inibição da enzima Na+K+ATPase para a avaliação da exposição a agrotóxicos organoclorados (Souza, 2000; Mattos, 2001) e organofosforados (Cocker et al., 2002) e tempo de coagulação para a avaliação da exposição a agentes cumarínicos (Klaassen, 2001), entre outros. No entanto, nenhum outro indicador de efeito, relacionado a agrotóxicos, tem sido mais usado que as colinesterases sangüíneas na monitorização da exposição a agrotóxicos (Oliveira-Silva et al., 2000). Estes indicadores têm a capacidade de avaliar a exposição a todo e qualquer elemento do grupo dos organofosforados e carbamatos. Estes agrotóxicos são conjuntamente denominados agentes anticolinesterásicos, por possuírem o mesmo mecanismo tóxico de ação, que é a inibição das colinesterases do tecido nervoso central, periférico e placa motora. Paralelamente ao ataque a estes sistemas, ocorre a inibição da atividade colinesterásica sangüínea, que, embora conserve um nível razoável de correspondência entre o grau de inibição e a intensidade da sintomatologia, não apresenta correlação direta com a síndrome colinérgica desencadeada nos sistemas nervosos central e periférico, que é, de fato, a causa dos sintomas (Padilla et al., 1992).

Na verdade, a atividade colinesterásica sangüínea é derivada da ação de duas enzimas distintas, uma contida na membrana dos eritrócitos (a acetilcolinesterase, ou AChE) e outra sérica (a butirilcolinesterase, ou BChE) (Oliveira-Silva, 2001). Essas duas enzimas apresentam diferenças cinéticas, estruturais e processos de gênese distintos. A AChE é sintetizada durante a hematopoese, enquanto a BChE é uma enzima produzida no tecido hepático e exportada continuamente para a corrente sangüínea. Estes dois sistemas enzimáticos apresentam meias-vidas significativamente diferenciadas, ou seja, três meses para a AChE e

cerca de uma semana para a BChE. Esta diferença tem sido proposta como uma forma hábil para diferenciar temporalmente as intoxicações (Anwar,1997).

LIMITES DE TOLERÂNCIA, LIMITES BIOLÓGICOS DE EXPOSIÇÃO E VALORES DE REFERÊNCIA PARA A EXPOSIÇÃO A AGROTÓXICOS

Para darmos curso à discussão sobre a exposição humana a agrotóxicos e a escolha do indicador mais adequado a determinado processo de exposição, é necessária uma sumária descrição dos limites de tolerância (LT), limites biológicos de exposição (LB) e valores de referência (VR) utilizados na avaliação desta exposição (Apostoli & Minoia, 1995). Na verdade, estes índices determinam a condição de exposto e excessivamente exposto, na qual a intoxicação, propriamente dita, ainda não se estabeleceu, e representam a concentração máxima permitida na atmosfera – LT, as concentrações máximas nos fluidos biológicos – LB e os valores considerados 'normais' de determinado indicador de efeito (metabólito endógeno,[1] atividade enzimática etc.) em populações não expostas.

O estabelecimento destes limites repousa sobre a idéia de que existem limites seguros de exposição a determinado agente químico, nos quais os organismos vivos, por mecanismos de compensação metabólica, não apresentariam alteração de seu estado de homeostase. Logicamente, estes valores são transitórios e refletem o conhecimento mais atual sobre o efeito destas substâncias.

Os agrotóxicos são, na imensa maioria das vezes, substâncias antropogênicas, não existindo na natureza antes de seu desenvolvimento e aplicação. Logo, considerar sua presença nos meios biológicos como aceitável ou inócua é discutível. Quanto aos agentes organoclorados, por exemplo, o valor de referência para a concentração interna espelha os valores obtidos no estudo de populações não expostas, estando na faixa de 20 ppb. Contudo, alguns elementos deste grupo manifestam atividade carcinogênica (Sarcinelli et al., 2002) e, logo, não apresentam

[1] É aquele produzido como subproduto do metabolismo celular que independe da ação ou presença de um xenobiótico. Não deve ser confundido com o metabólito produzido em decorrência da biotransformação do xenobiótico-dose interna.

limite seguro de exposição, pois, em tese, uma só molécula poderia provocar uma mutação numa única célula e disparar um processo carcinogênico (Scorecard, 2003).

Em relação aos organofosforados, não existe um valor determinado de dose interna, possivelmente por sua baixa estabilidade nos tecidos biológicos. Entretanto, algumas agências internacionais estabelecem limites de tolerância atmosféricos para vários compostos deste grupo (Niosh, 1994). Quanto a estas substâncias, os indicadores de exposição mais aceitos e empregados são as atividades colinérgicas sangüíneas, um indicador de efeito poderoso quando empregado de forma criteriosa, mas absolutamente sem préstimo quando usado sem o conhecimento dos fatores limitantes de sua utilização. Este é o único indicador de efeito para exposição a agrotóxicos, que, mesmo só sendo capaz de diagnosticar a exposição a um grupo restrito de substâncias, tem servido em diversas situações em que ocorrem exposições múltiplas como uma ferramenta para revelar o processo global de exposição aos demais agrotóxicos. Isto é possível porque um indivíduo que usa diversas substâncias num mesmo processo de trabalho não irá se proteger de determinada substância em detrimento de outra, principalmente se reconhece a primeira como a mais tóxica, como no caso dos agentes anticolinesterásicos (organofosforados e carbamatos), reconhecidos pelos agricultores como 'mais venenosos' (Peres, 1999).

Os principais problemas na utilização das colinesterases residem nos valores de referência utilizados, na falta de atenção ao processo de trabalho que envolve a manipulação destas substâncias e no desconhecimento do comportamento das colinesterases frente à inibição por estes agentes.

Os valores de referência usualmente utilizados são construídos com base na determinação das atividades médias destas enzimas em populações não expostas. Deste valor médio deve-se subtrair de 25 a 30% da atividade média e então estabelecer o valor de referência limite (ponto de corte). Abaixo deste limite o indivíduo seria considerado excessivamente exposto. Ocorre que o ponto de corte tem duas origens distintas, uma clínica e outra estatística.

A origem clínica é individual, pois representa o que se observa num indivíduo quando este foi exposto a um agente anticolinesterásico, ou

seja, não se observa qualquer sintomatologia até uma redução da atividade de cerca de 25% determinada antes da exposição.

Quando se trata do valor de referência de uma população, este valor de subtração corresponde a 1,645 desvios da média, o que, em geral, representa 30% da atividade média. Por esta razão, o valor de 30% tem sido sistematicamente utilizado. Logicamente, este recurso só é possível se considerarmos que as atividades enzimáticas destes indicadores seguem uma distribuição normal. Este recurso coloca 90% da população dentro de um universo de normalidade, e, como só é considerada a diminuição da atividade e não o seu aumento, ambos representados pelas caudas da distribuição, teríamos apenas 5% de probabilidade de um indivíduo apresentar uma atividade abaixo deste limite e pertencer a esta população, ou seja, existir algum agente externo promovendo a diminuição desta atividade com 95% de probabilidade (Figura 1).

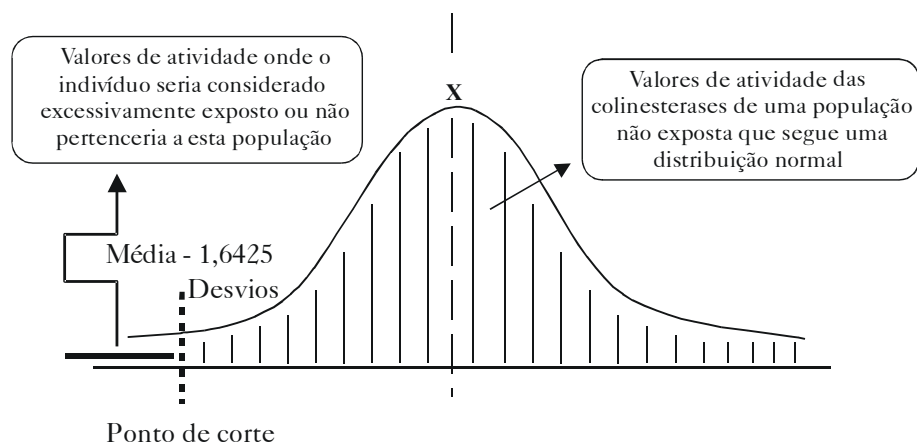
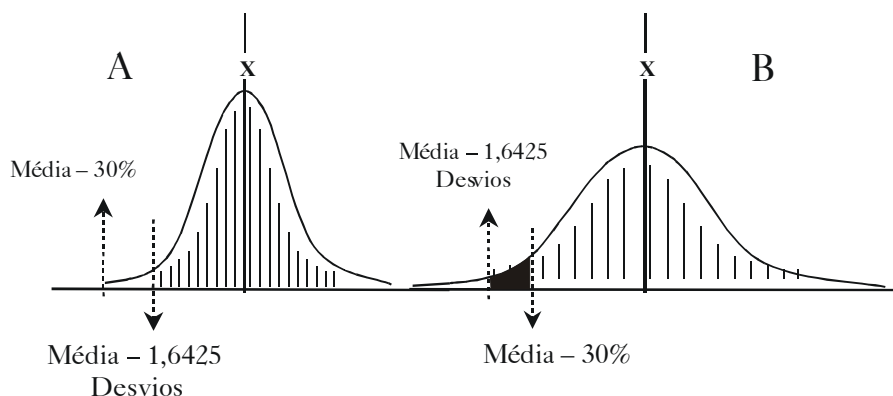
Figura 1 – Determinação dos valores limites para a atividade colinesterásica

Contudo, dependendo da homogeneidade da população, como observado em população indígena, o desvio da média seria menor, o que iria gerar um valor de subtração muito menor e, conseqüentemente, um ponto de corte mais conservador do que aquele obtido pela simples subtração de 30% da média. O contrário seria verdadeiro para populações com maior heterogeneidade (Figura 2 – A e B).

Figura 2 – Determinação dos pontos de corte para a atividade colinesterásica de acordo com VR 1,6 (A) e VR 30 (B)

Um estudo realizado em nosso laboratório, em um grupo de 102 trabalhadores rurais analisados periodicamente em diferentes etapas do processo agrícola, demonstrou que a adoção de um valor médio de uma população não exposta subtraído de 30% (VR 30) produziu aproximadamente 28% de resultados falsos negativos e 17% de falsos positivos, totalizando 46% de resultados incorretos. Quando adotamos o mesmo valor médio subtraído de 1,6425 desvios padrão (VR 1,6) como valor de referência, cerca de 9% dos resultados foram falsos positivos e 18% falsos negativos, totalizando 27% de resultados sem consonância com a realidade. Este estudo só foi possível com a obtenção dos valores de referência do próprio indivíduo, que foi então usado como padrão ouro (Tabela 1).

Este trabalho também demonstrou que 11% dos trabalhadores, independentemente de estarem expostos ou não, sempre apresentaram valores abaixo de VR 30. O mesmo não foi observado na adoção de VR 1,6, possivelmente por estes trabalhadores apresentarem atividades representadas na área cinza da Figura 2 (B). O número de excessivamente expostos, segundo o próprio valor de referência, foi igual a 33,7% para pelo menos um dos indicadores e 5,6% para ambos os indicadores, sendo que 32,4% são representados pela atividade de AChE e apenas 6,9% para BChE. Estas diferenças substantivas entre os resultados obtidos pelos diferentes indicadores nos remetem à aplicabilidade de cada um dos indicadores utilizados.

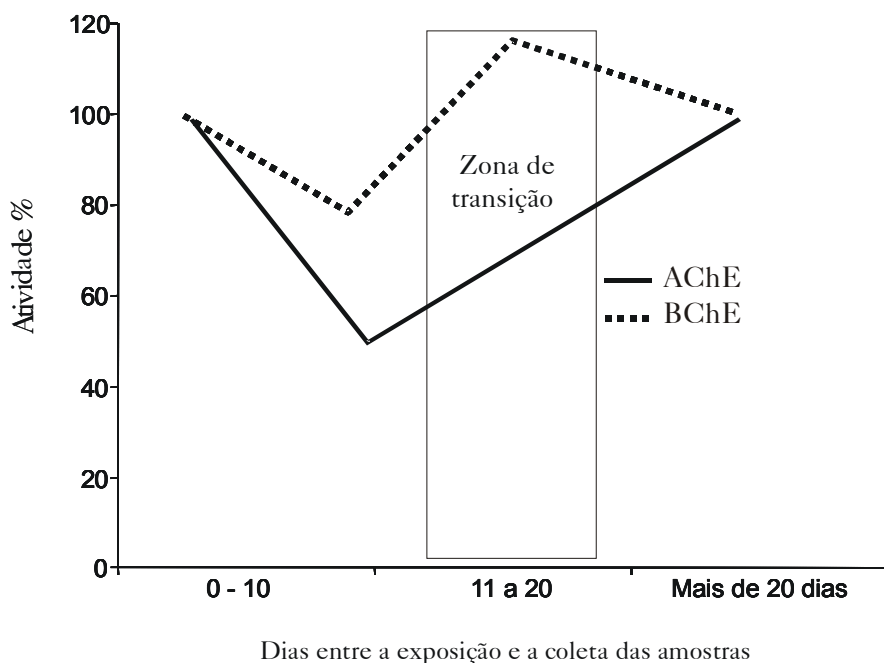
Tabela 1 – Freqüência de intoxicação de acordo com os valores de referência adotados

Valor de referência \ Indicador	AChE %	BChE %	Total %
Próprio indivíduo	32,4	6,9	33,7
70% da atividade média da população $\sum$ 46,5	F(+) 16,1	F(+) 1,5	17,6
	F(-) 2,5	F(-) 26,4	28,9
Atividade média da população subtraída de 1,6425 desvios padrão $\sum$ 27,8	F(+) 8,3	F(+) 1,5	9,8
	F(-) 2,7	F(-) 15,3	18,0

Outro estudo conduzido em nosso laboratório (em processo de publicação), com base na avaliação de 42 trabalhadores, demonstrou que a resposta dos indicadores AChE e BChE sofre uma profunda influência do tempo decorrido entre a exposição e a coleta das amostras de sangue e a subseqüente análise. Este trabalho revelou que, num período de até dez dias entre a exposição e a coleta das amostras, ambos os indicadores apresentaram redução média significativa de sua atividade (21% para BChE e 47% para AChE), o que seria esperado pelo próprio mecanismo de ação destes agrotóxicos. No entanto, no intervalo de 11 a 20 dias, a BChE apresentou um comportamento atípico, manifestando um aumento médio das atividades em torno de 14%, atingindo, em alguns casos, 42% da atividade basal. A AchE, neste intervalo de tempo, manteve um perfil de redução médio da ordem de 31%. A explicação deste efeito de aumento da atividade média da BChE, por nós denominado 'rebote', é relativamente simples. Por se tratar de uma enzima hepática de exportação com alta taxa de renovação (uma semana em média), a redução de sua atividade na corrente sangüínea iria promover um estímulo de sua síntese por parte dos hepatócitos, que num primeiro momento iriam sobrepor a produção desta enzima como resposta compensatória à sua redução. Este efeito é observado para outras enzimas indutivas e mesmo para a BChE em animais. O mesmo efeito não seria observado para a AchE, que tem sua síntese condicionada à presença de núcleo nas hemácias em formação. Logo, o pesticida, se não estimula a síntese de novas hemácias, não tem capacidade de estimular o

aumento da síntese deste sistema enzimático. Após 20 dias, na maioria dos casos, tanto a AChE quanto a BChE retornam aos valores observados antes da exposição. Neste ponto vale ressaltar que a inibição da AChE pode representar o somatório da exposição a baixas doses em episódios distintos e subseqüentes, prestando-se assim como um indicador de exposição crônica a estes agentes.

Os métodos analíticos descritos na literatura, de modo geral, e os *kits*, como Lovebond, determinam a atividade colinesterásica total do sangue. Soma-se a isto o fato de que em programas de monitoramento ocupacional em populações rurais dificilmente se observa a última data de aplicação de anticolinesterásicos e, sim, de agrotóxicos aplicados de forma genérica. Frente a isto, é esperado um enorme número de resultados falsos negativos no intervalo de 11 a 20 dias, denominado zona de transição, por representar um período em que as enzimas apresentam atividades transitórias com tendência a retornar à normalidade, como demonstrado no Gráfico 1.

Gráfico 1 – Variação das atividades de AChE e BchE segundo o intervalo de tempo

Estes resultados indicam ainda a inabilidade de qualquer um dos indicadores de efeito em questão para acusarem a exposição após um período superior a vinte dias do contato com o pesticida e a inaptidão da BChE para acusar esta exposição em períodos superiores a dez dias. Contudo, ainda assim seriam os melhores indicadores de exposição a agentes anticolinesterásicos, pois os indicadores de dose interna para estas substâncias não perduram por mais de 48 horas nos fluidos biológicos, apresentando uma correlação significativa com a exposição. Outro estudo realizado em crianças e adolescentes residentes em área rural também demonstrou uma variação importante nos valores de referência em função da idade, assunto discutido em outro artigo desta coletânea.

O PROCESSO DE EXPOSIÇÃO E A ESCOLHA DO INDICADOR

Existem basicamente três situações de exposição, com uma infinidade de nuances que pode alterar de forma significativa a exposição, mas que não irá influenciar a determinação do indicador. Para determinar esta situação, devemos conhecer, antes de tudo, o processo de trabalho e/ou exposição. As situações seriam: 1) exposição continuada a um único grupo de agentes de baixa estabilidade nos fluidos biológicos ou pregressa (descontinuada ou não) a agentes de um mesmo grupo com alta estabilidade; 2) exposição continuada a múltiplos agentes de baixa estabilidade; 3) exposição pregressa a múltiplos agentes de baixa estabilidade.

Na primeira situação, em que se conhece o agente e este ainda está presente devido à continuidade da exposição ou à estabilidade do agente, os indicadores de dose interna seriam os mais adequados, porque evitariam a interferência de outros agentes no estabelecimento do nexo causal entre esta exposição e o desenvolvimento de algum efeito adverso. Recentemente, desenvolvemos um trabalho que teve por objetivo verificar a exposição materna a organoclorados através da alimentação e sua relação com o desenvolvimento fetal. Neste caso, só foi possível estabelecer o nexo causal entre os efeitos adversos e a concentração do agente porque foram utilizados indicadores de dose interna. Em algumas situações em que o agente-alvo pertence ao grupo dos anticolinesterásicos, é possível usar a AChE como indicador de exposição, como em alguns episódios em que fomos chamados a avaliar a exposição de

trabalhadores da Fundação Nacional de Saúde expostos a este tipo específico de agente.

Na segunda circunstância, em que a exposição se dá de forma continuada a múltiplos agentes de baixa estabilidade, torna-se premente um levantamento rigoroso das substâncias empregadas, do processo de utilização e, principalmente, da percepção do trabalhador quanto ao risco que cada agente por ele manipulado oferece. Em princípio, os indicadores de efeito seriam as ferramentas de maior eficácia para revelarem a exposição, pela própria natureza do indicador que avalia o desfecho da exposição. Todavia, em determinadas situações, não existe um indicador de efeito confiável e, então, por questões operacionais e técnicas, deve-se eleger um elemento específico para servir como uma espécie de 'termômetro' do processo de exposição. Por esta razão, a percepção do trabalhador deve ser conhecida, pois podemos eleger um agente não reconhecido pelo trabalhador como perigoso e, conseqüentemente, manipulado com menor cautela. Obviamente, se extrapolarmos a exposição a esta substância para as demais, a situação se apresentará mais crítica do que realmente é; já numa situação contrária, na qual o agente eleito fosse reconhecido como perigoso pelo trabalhador, este possivelmente seria manipulado de forma mais criteriosa, e a simples extrapolação dos resultados encontrados para as demais substâncias iria conduzir a uma interpretação subestimada do processo de exposição.

Finalmente, teríamos a exposição pregressa a múltiplos agentes de baixa estabilidade. Nesta condição, o emprego de qualquer indicador de efeito ou de dose interna irá produzir resultados falseados, que confundirão mais que revelarão a realidade. Nesta situação, de fato, não é possível verificar a exposição, e sim agregar evidências com base em estudos epidemiológicos nas quais se desencadearam efeitos adversos em maior proporção em determinado grupo supostamente exposto do que em outros grupos com características assemelhadas e mesmo comparados com a população como um todo. Nestes casos, é fundamental verificar se realmente a exposição foi descontinuada, por meio da análise do histórico ou mesmo da avaliação ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANWAR, W. A. Biomarkers of human exposure to pesticides. *Environmental Health Perspectives*, 105(4): 801-806, 1997.

APOSTOLI, P. & MINOIA, C. Significato ed utilita del valori di riferimento in medicina del lavoro. *I Valori di Riferimento e I Valori Limite nella Prevensione Ambientale e Occupazionale*, 117-130, 1995.

COCKER J. et al. Biological monitoring of exposure to organophosphate pesticides. *Toxicology Letters* 4 (1-3):97-103, 2002.

BIZIUK, M. et al. Occurrence and determination of pesticides in natural and treated waters. *Journal of Chromatography*, 754: 103-123, 1996.

DEWAILLY, E. et al. Concentration of organochorines in human brains, liver, and adipose tissue autopsy samples from Greenland. *Environ Health Perspec*, 107: 823-828, 1999.

FERREIRA, A. B. H. *Novo Aurélio Século XXI: dicionário da língua portuguesa*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1999.

GARRIDO, E. M. et al. Electrochemical and Spectroscopic Studies of the Oxidation Mechanism of the Herbicide Propanil. *J Agric Food Chem*, 51(4): 876-879, 2003.

KLAASSEN, C. D. (Ed.) *Casarett and Doull's Toxicology: the basic science of poisons.* 6.ed. EUA: McGraw-Hill, 2001.

KOH, D. & JEYARATNAM, J. Pesticides hazards in developing countries. *The Science of the Total Environment*, 188(1): S78-S85, 1996.

LARINI, L. *Toxicologia dos Praguicidas*. São Paulo: Manole, 1999.

LARSSON, P.; OKLA, L. & WOIN, P. Atmospheric transport of persistent pollutents governs uptake by Holartic Terrestrial biota. *Environ Sci Technol*, 24(10): 1599-1601, 1990.

MATTOS, R. C. O. C. *Estratégias para Avaliação da Exposição ao Chumbo: estudos comparativos dos indicadores biológicos e efeitos relacionados*. Tese de doutorado, Rio de Janeiro: Instituto Oswaldo Cruz, 2001.

MUKHERJEE, I. & GOPAL, M. Chromatographic techniques in the analysis of organochlorine pesticide residues. *Journal of Chromatography*, 754: 33-42, 1996.

NIOSH. *Manual of Analytical Methods* (NMAM). Atlanta: NIOSH/CDC, 1994.

OLIVEIRA- SILVA, J. J. Evaluation of the influence of social-economic factors on pesticide poisoning in a community of rural works at Rio de Janeiro State. *Revista de Saúde Pública*, 35(2): 130-135, 2001.

OLIVEIRA-SILVA, J. J.; CASTRO, H. A. & TRANBELLINI, A. Busca de Novos Biomarcadores Inflamatórios. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE EPIDEMIOLOGIA, 5, 2002, Curitiba. *Anais*... Curitiba, 2002.

OLIVEIRA-SILVA, J. J. et al. Cholinesteraseactivities determination in frozen blood samples: an improviment to the occupational monitoring in developing countries. *Human & Experimental Toxicology*, 19: 173-177, 2000.

PADILLA, S. et. al. Paraoxon toxicity is not potentiated by prior reduction in blood achetylcholinesterase. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 117: 110-115, 1992.

PERES, F. *É Veneno ou é Remédio? os desafios da comunicação rural sobre agrotóxicos*, 1999. Dissertação de mestrado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz.

SAMPEDRO, M. C. et al. Determination of the insecticide pyridafenthion in river water, soils and wine by adsorptive stripping voltammetry. *Food Addit Contam*, 15(7): 793-800, 1998.

SARCINELLI, P. N. et al. Dietary and reproductive determinants of plasma organochlorine levels in pregnant women in Rio de Janeiro. *Environmental Research*, 91(3): 143-150, 2002.

SCORECARD (Database of the Environmental Defense Organization). *Health Effects Database*. Nova Iorque: Environmental Defense, 2003. Disponível em: http://www.scorecard.org/healtheffects/explanation.tcl?short_hazard_name=cancer.

SOUZA, M. *Interações entre Pesticidas Organoclorados e Metais Pesados com Na^+, K^+ - ATPase de Cérebro e Eritrócitos de Ratos*, 2000. Dissertação de mestrado, Rio de Janeiro: Departamento de Biologia Celular e Genética do Instituto de Biologia, Uerj.

TURDEAN, G. L. et al. Sensitive detection of organophosphorus pesticides using a needle type amperometric acetylcholinesterase-based bioelectrode: thiocholine electrochemistry and immobilised enzyme inhibition. *J Enzyme Inhib Med Chem*, 17(2): 107-115, 2002.

7

AVALIAÇÃO DE AMBIENTES CONTAMINADOS POR AGROTÓXICOS

Sergio Rabello Alves
Jefferson José Oliveira-Silva

INTRODUÇÃO

A argumentação que legitima a manutenção dos métodos de produção é sustentada pela referência à demanda progressiva por alimentos gerada pelo aumento da população mundial que, em parte, tem sido atendida com a adoção de medidas de controle de pragas, que ainda constitui um dos principais agentes limitantes da produção agrícola em larga escala. A utilização de substâncias químicas denominadas genericamente de agrotóxicos tem sido uma das formas predominantes para atingir este objetivo.

De fato, nas últimas décadas, o meio rural brasileiro vem sofrendo profundas modificações decorrentes do processo de modernização agrícola. Esta modernização se deu através de uma política dirigida principalmente ao desenvolvimento de monoculturas destinadas à exportação. Tal política se fez sobre orientação e interesse do grande capital nacional e internacional. Como decorrência desta atuação do Estado, amparado ainda por uma legislação que pouco se preocupou (e se preocupa) em proteger a saúde ambiental e dos grupos populacionais envolvidos, o ambiente tem sido encarado como uma fonte inesgotável de recursos, com capacidade ilimitada para suportar os despejos químicos e as modificações topográficas derivadas do processo agrícola.

Dentro deste modelo de desenvolvimento que se preocupou muito pouco com o aspecto socioambiental, era de se esperar um total despreparo diante destas tecnologias, através de um aumento da utilização do maquinário e, principalmente, dos insumos agrícolas. Estes geraram, como efeito colateral da modernização, não só uma degradação ambiental significativa, mas também o aumento assustador dos incidentes de contaminação humana.

Ninguém pode duvidar da eficácia e da proteção que estes compostos proporcionam a frutas, legumes e sementes, tornando-os mais abundantes, baratos e atraentes. A inserção desta tecnologia representou um papel importante nas melhorias de colheita e rendimentos (produtividade). Mesmo com tal avanço, calcula-se que até 50% do produto colhido ainda pode ser danificado pela infestação por insetos, fungos e roedores. Entretanto, a ação inespecífica destes compostos, que a princípio deveria atingir somente os organismos-alvo (pragas), exerce efeitos danosos sobre diversas espécies, incluindo o homem e outros seres vivos (WHO, 1986).

Existem poucos dados de avaliação dos efeitos decorrentes de exposição crônica sobre a saúde e, sobretudo, sobre o ambiente. Thomas, em 1995, alertou para o fato de crianças expostas cronicamente, por diferentes vias, a agrotóxicos e outros resíduos de natureza orgânica estarem mais suscetíveis ao desenvolvimento de carcinogênese. Além do aumento da incidência de câncer, outros efeitos crônicos têm sido associados com as exposições aos contaminantes ambientais em questão. Desses efeitos, os danos ao desenvolvimento e ao sistema reprodutivo talvez sejam os mais evidentes (Kavlock et al., 1996). Assim, o amplo uso de agrotóxicos aumentou o interesse sobre a possível poluição de águas brutas, bem como de abastecimento, ar, solos e alimentos. Por essas razões, tem sido enfatizada a necessidade de serem estabelecidos métodos de detecção de pequenas quantidades dessas substâncias, seus metabólitos e produtos de degradação nas diversas matrizes ambientais já citadas (Marco et al., 1993).

Embora alguns dados, resultantes de intoxicação humana causada por exposição ocupacional, estejam disponíveis, muito poucos estudos informam problemas causados por contaminação ambiental no Brasil. Esta rota de exposição é igualmente importante e pode expor um maior

número de pessoas. Com isso, águas, alimentos, solos e ares contaminados por agrotóxicos constituem uma rota importante de contaminação humana e um problema em larga escala.

Diante da situação apresentada, nosso grupo de pesquisa tem, ao longo dos últimos anos, somado esforços aos que se ocupam de mensurar e apontar soluções para esta situação dramática vigente no meio rural brasileiro. Este artigo, calcado nesses princípios e objetivos, é um dos frutos de uma linha de trabalho em andamento no Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana da Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz (Cesteh/Ensp/Fiocruz).

CLASSIFICAÇÃO DOS AGROTÓXICOS

Tão extensa quanto a lista de efeitos nocivos dos agrotóxicos é a discussão sobre a nomenclatura a ser utilizada por este grupo de produtos. De acordo com os interesses do grupo envolvido, estes produtos podem receber diversas conotações que ressaltam um ou outro aspecto de sua constituição, como, por exemplo, o termo 'defensivo agrícola', comumente utilizado pelas indústrias produtoras destes agentes, que privilegia seu caráter favorável ao trabalho agrícola. Já o termo 'agrotóxico', por sua vez, destaca sua toxicidade e os riscos implícitos na sua utilização.

Agrotóxico é um nome genérico para uma variedade de agentes que podem ser classificados com base no padrão de uso (desfolhantes, repelentes, dissecantes etc.), no organismo-alvo (inseticidas, herbicidas, acaricidas etc.), na estrutura química (piretróides, atrazinas, organofosforados, organoclorados), no mecanismo tóxico de ação (anticolinesterásicos, anticoagulantes etc) e na toxicidade (classe toxicológica que utiliza L_{50}[1] oral ou dérmica de ratos como parâmetro), esta última é recomendada pela Organização Mundial da Saúde (OMS), que classifica as substâncias segundo seu grau de periculosidade (Henao & Corey, 1986). No entanto, sob o ponto de vista toxicológico, a classificação mais importante é feita com base no mecanismo de ação. Segundo esta classificação, os agentes anticolinesterásicos (organofosforados e carbamatos) merecem destaque devido à sua grande utilização e alta toxici-

[1] Dose responsável pela morte da metade dos animais em experimentação.

dade, quando comparados a outros compostos. Tanto os organofosforados quanto os carbamatos possuem um mecanismo comum de ação, baseado na inibição da enzima acetilcolinesterase.

DINÂMICA DO TRANSPORTE DOS AGROTÓXICOS ATRAVÉS DOS DIFERENTES COMPARTIMENTOS AMBIENTAIS: um nó crítico para a monitorização ambiental

Fatores ambientais ou exógenos que afetam a absorção e a biodistribuição nos diversos organismos de um dado ecossistema ou através dos compartimentos ambientais incluem: flutuações na temperatura, interações com outros poluentes, tipo de solo ou sedimento (composição da matéria orgânica), pluviosidade, pH e salinidade. Tais fatores, além de atuarem sobre a disponibilidade das substâncias químicas em questão (por exemplo, aumento da velocidade de hidrólise), podem alterar o grau de ionização do composto (por exemplo, forma ionizada X não ionizada – K_{ow}[2]). Tais variáveis, portanto, podem alterar o transporte desses agentes sobre os diferentes compartimentos ou matrizes ambientais, bem como na absorção pela biota.

A permanência dos agrotóxicos nos diversos compartimentos (água, ar, solo) depende diretamente de variáveis oriundas do próprio composto ou da mistura de compostos, como estrutura, tamanho e forma molecular, além da presença/ausência de grupos funcionais. Assim, é de suma importância o levantamento das informações referentes às propriedades físico-químicas dos contaminantes em questão, no sentido de entender ou predizer o que provavelmente pode estar acontecendo no meio ambiente e, conseqüentemente, direcionar, de forma mais acurada e efetiva, a estratégia de monitorização (Manahan, 1994).

Em relação à veiculação pelo ar, a aplicação de agrotóxicos sob a forma de *spray* ou pó constitui um processo não muito eficiente à medida que uma quantidade substancial de princípio ativo aplicado não atinge a

[2] Kow (Coeficiente de partição octanol-água) é um indicador que dá uma medida hidrofobicidade de uma substância química, sua tendência para se mover da água (um solvente polar) para o octanol, um solvente apolar (que não mistura com água), em um sistema fechado.

plantação, nem a superfície do solo. As gotículas de aerosol, resíduos de agrotóxicos aderidos à poeira e agrotóxicos na forma gasosa constituem fontes pontenciais de contaminação do ar, tornando-se, portanto, um problema em larga escala. Fatores climáticos podem influenciar na extensão da contaminação atmosférica – fortes ventos laterais tendem a mover os agrotóxicos das áreas-alvo de aplicação, aumentando o risco de contaminação de regiões ou áreas circunvizinhas à plantação.

O fenômeno da volatização constitui um dos fatores de maior peso para a contaminação atmosférica em lugares de altas temperaturas, os agrotóxicos demonstram um aumento na tendência de volatização sobre condições tropicais quando comparadas a regiões de clima mais ameno. Com isso, há necessidade de se exercitar o espírito crítico em relação aos estudos realizados em zonas temperadas, pois a extrapolação e o prognóstico não devem ser aplicados nem para os produtos com maior estabilidade ambiental.

O tamanho da gotícula constitui outro fator que também não deve ser esquecido. Gotículas muito pequenas produzidas durante a aplicação em ultrabaixo volume (UBV) atingem o solo em velocidade significativamente menor do que gotículas maiores. Devido à baixa velocidade de sedimentação na aplicação UBV, tais gotículas são passíveis de serem deslocadas a grandes distâncias antes de atingirem o solo. De uma forma geral, fatores ambientais, como velocidade do vento, temperatura, umidade, parecem interferir na disponibilidade dos agrotóxicos neste importante compartimento ou matriz ambiental.

Nos rios, agrotóxicos são transportados por diferentes distâncias. A capacidade de uma substância ser transportada depende diretamente de alguns fatores, como a estabilidade, o estado físico do composto e a velocidade de fluxo do rio. De forma geral, a uma dada fonte pontual de contaminação, a concentração do analito diminui continuamente conforme se distancia da fonte. Com isso, uma série de alterações na fauna e flora pode ser evidenciada. Entretanto, cabe destacar que, nos países em desenvolvimento com agricultura intensiva, as fontes difusas (não pontuais ou de diversas origens) constituem uma rotina, contribuindo para efeitos mais deletérios sobre a saúde ambiental e humana. A importância do transporte de poluentes por longas distâncias em rios foi claramente demonstrada quando o rio Reno foi contaminado com o inseticida

endosulfan em 1969. O lançamento inicial foi evidenciado na seção mediana do rio, perto de Frankfurt, mas o composto transportado foi descoberto por cientistas alemães que trabalhavam a jusante perto do estuário de Reno, a cerca de 500 Km de distância.

Agrotóxicos constituem a principal classe de poluentes nos solos agricultáveis. Tais substâncias podem atingir o solo diretamente ou por transferência de resíduos provenientes das plantas. A disponibilidade do composto é dependente da sua formulação (por exemplo, grânulo, partícula ou gotícula). A distribuição/degradação de agrotóxicos no solo está relacionada às propriedades físico-químicas dessas substâncias – principalmente em relação à solubilidade (K_{ow}), pressão de vaporização e estabilidade química. Em relação a esta última, podem ser degradados por hidrólise, oxidação, isomerização e, se localizados próximos à superfície, pela ação da luz (fotólise). Geralmente, esta degradação leva a uma diminuição significativa da toxicidade. Contudo, ocasionalmente, tal processo pode levar a um aumento da toxicidade (por exemplo, isomerização do malation a isomalation).

Compostos polares (hidrofílicos, com baixo K_{ow}) tendem a ser dissolvidos na água apresentando, portanto, pouca disponibilidade na matéria orgânica do solo. Como exceção a tal regra, compostos orgânicos que se apresentam sob a forma ionizada (por exemplo, herbicida paraquat – cátion) se associam aos sais minerais de carga oposta presentes no húmus (sais minerais + matéria orgânica = colóide). Compostos com baixa solubilidade em água (elevado K_{ow}) tendem a se tornar fortemente absorvidos pela superfície da argila e matéria orgânica do solo, sendo disponibilizada uma pequena, e por que não dizer desprezível, concentração na água do solo. Substâncias com alta pressão de vaporização tendem a se volatizar diretamente no ar do solo ou diretamente para a atmosfera. Caso a volatilização se dê pelo ar, a dispersão para a atmosfera ocorre em uma velocidade mais lenta.

TÉCNICAS DE AVALIAÇÃO AMBIENTAL DITAS 'CLÁSSICAS' X 'NOVAS': custo e eficácia, o desafio metodológico

Antes de discorrer sobre as metodologias utilizadas na determinação de agrotóxicos nas diversas matrizes ambientais, cabe o devido esclarecimento de alguns aspectos conceituais, são eles:

- Avaliação Ambiental – é a mensuração da exposição através da determinação da concentração (direta ou indireta) de um determinado agente químico. É realizada em um único período definido e tem caráter meramente descritivo.
- Monitorização Ambiental – compreende uma série de avaliações ambientais, realizadas de forma 'repetitiva e sistemática', visando à introdução de medidas de gerenciamento ou controle do risco, sempre que necessárias. É realizada ao longo de vários meses e tem caráter preventivo e prospectivo.
- Biomarcadores – o termo 'biomarcador' ou 'indicador de efeito' vem ganhando aceitação na literatura nacional e internacional, entretanto, com alguma inconsistência na definição. Para um melhor entendimento, e sob uma visão mais generalista, trata-se de alterações biológicas, sejam elas de ordem bioquímica, fisiológica ou até mesmo histológica, que indicam a exposição de um organismo a uma determinada substância ou demonstram os efeitos tóxicos causados por um xenobiótico (substância estranha ao organismo).

Métodos analíticos tradicionais capazes de avaliar agrotóxicos são realizados normalmente por cromatografia em camada fina (TLC), em camada fina de HPTLC, gasosa (GC), líquida de alta performance (HPLC) ou por espectrometria de massa (CG-MS) (Lacorte & Barceló, 1995; Yun-Suk et al., 1997). Diante dos problemas causados pelo uso indiscriminado dos agrotóxicos, é de extrema relevância que a monitorização ambiental seja feita de maneira constante, o que permitiria avaliar se as medidas de segurança estão adequadas e, principalmente, se a água, solo, ar ou produto consumido não oferecem perigo.

Infelizmente, os métodos clássicos de monitoramento de agrotóxicos baseados em técnicas analíticas cromatográficas citadas anteriormente exigem mão-de-obra especializada e apresentam um alto custo operacional. Observa-se que a maior parte deles necessita do uso de padrões de cada composto químico contaminante e também de tratamento prévio das amostras, como limpeza em colunas de interação hidrofóbica e etapas exaustivas de extração anteriores à análise. Dessa forma, o seu emprego em larga escala em pequenos laboratórios e/ou para instalações laboratoriais de campo torna-se inacessível.

Em função dos problemas relacionados ao uso de agrotóxicos, sistemas eficientes de detecção são cada vez mais requeridos para proteção de organismos expostos a estes compostos pela contaminação da água e/ou alimentos. Devido ao crescimento da demanda, há a necessidade de aumentar a capacidade analítica. Métodos simples, de baixo custo e de resposta rápida, adequados ao uso no campo, são altamente desejáveis (Ellis, 1989).

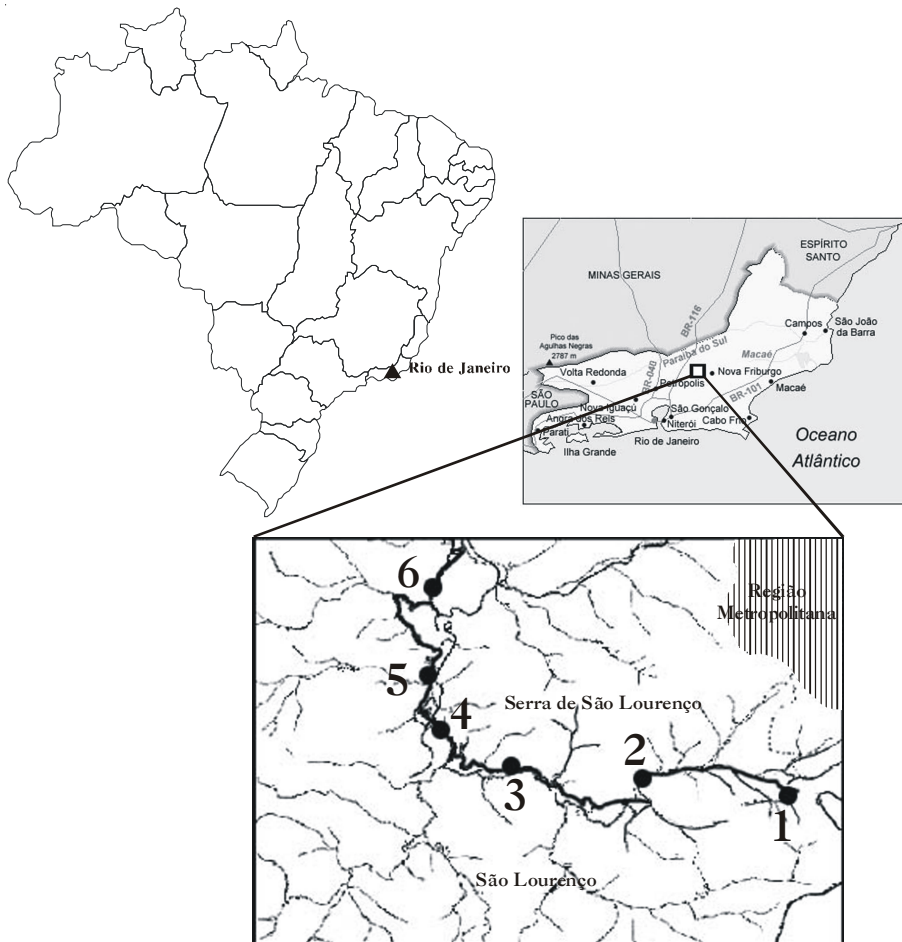
Vários organismos internacionais como a OMS têm demonstrado interesse no desenvolvimento de metodologias baratas e sensíveis capazes de determinar resíduos de pesticidas em água. A partir da década de 90, alguns procedimentos analíticos foram desenvolvidos para detectar a presença de agentes anticolinesterásicos, baseados na inibição da acetilcolinesterase. As estratégias que permitem realizar esta medida incluem sistemas ópticos como a espectrofotometria, fluorometria, voltametria e, mais freqüentemente, a potenciometria (Cunha Bastos et al., 1991) e a amperometria (La Rosa et al., 1994; Martorell et al., 1993). O uso de imunoensaios como alternativa ao uso das metodologias tradicionais tem demonstrado resultados promissores (Marco et al., 1993).

A ESTRATÉGIA DE AMOSTRAGEM E A CONSTANTE PREOCUPAÇÃO COM O REAL DIMENSIONAMENTO DO PROBLEMA

Um dos maiores problemas enfrentados pelas instâncias tomadoras de decisão, no que diz respeito à implementação de programas de vigilância e prevenção nestas áreas, relaciona-se com a real quantificação ou dimensionamento do problema. Nesse sentido, o desenvolvimento de estratégias de amostragem decorrentes da utilização de parâmetros ou indicadores ambientais, aliados à utilização de métodos analíticos de alarme simples, baratos e precisos, tem uma importância fundamental.

Dentro dessa fundamentação, um trabalho realizado desde 1998, na região de São Lourenço, distrito de Nova Friburgo-RJ (Figura 1), considerada uma área com altos níveis de degradação ambiental devido à elevada produtividade agrícola com utilização intensiva de agrotóxicos, mostrou resultados muito importantes no que se refere à verificação de possíveis correlações entre os indicadores ambientais (por exemplo, dias de chuva, altura em milímetros etc.), a sazonalidade do regime de utili-

zação dos agrotóxicos na região durante o ano e os níveis de pesticidas encontrados. Conseqüentemente, o estabelecimento da validade das estratégias vigentes de amostragem ambiental, que são realizadas de forma pontual, foi estudado (Alves, 2000).

Figura 1 – Localização geográfica do córrego São Lourenço e pontos de amostragem

Fonte: Alves, 2000.

Seis pontos eqüidistantes do córrego São Lourenço foram distribuídos utilizando os critérios físicos da região. O ponto 1 localiza-se na nascente, ou seja, constitui uma área onde não há nenhuma espécie de cultivo. Os pontos de 2 a 6 correspondem às áreas cultiváveis. Doze amostragens mensais foram realizadas no período de junho/98 a maio/99, perfazendo um ano de amostragem.

Para a viabilização do objetivo proposto, as variáveis do estudo foram analisadas através de um procedimento de análise fatorial pelo método de componentes principais, cuja ênfase é a relação de interdependência no conjunto total de variáveis. Trata-se de um procedimento redutor das dimensões do espaço multivariado que passa a ser explicado por componentes que representam um número menor de variáveis, ou um número menor de dimensões, que retenham o máximo de variação possível do espaço original. São então agregados os conjuntos que explicam o maior percentual da variância total (Fleck & Bourdel, 1998; Neto & Moita, 1998).

O objetivo da aplicação desta metodologia, no presente estudo, foi tentar identificar os pontos de maior contaminação por meio dos fatores ou componentes selecionados pela análise. A estrutura simples foi obtida utilizando-se a rotação varimax, e para a seleção dos fatores foi aplicado o critério de Kaiser, que elege os fatores com autovalores superiores a 1. As variáveis introduzidas na análise foram: 1) altura (em mm); 2) dias de chuva no mês; 3) altura em mm/dias com chuva; 4) nível da contaminação dos resíduos nas águas de superfície; 5) regime de aplicação de agrotóxicos.

Concentrações de agrotóxicos anticolinesterásicos acima do limite de detecção do método (estimado em 20 $\mu g.L^{-1}$ em equivalentes de metil-paration), foram observados em amostras de água do córrego coletadas nos pontos 5 (76.80 ± 10.89 µg.L-1) e 6 (37.16 ± 6.39 $\mu g.L^{-1}$) no mês de agosto/98, e no ponto 4 (31,37 ± 1.60 $\mu g.L^{-1}$) em abril/99. Em todas as demais amostras coletadas, os níveis de concentração, se presentes, situaram-se 'abaixo' do limite de detecção da metodologia utilizada (Cunha Bastos et al., 1991; Lima, et al., 1996).

Cabe ressaltar também que os pontos 4, 5 e 6 estão localizados em regiões de agricultura mais intensiva, onde as culturas vão até as margens do rio, facilitando assim a contaminação das águas. Como estas são

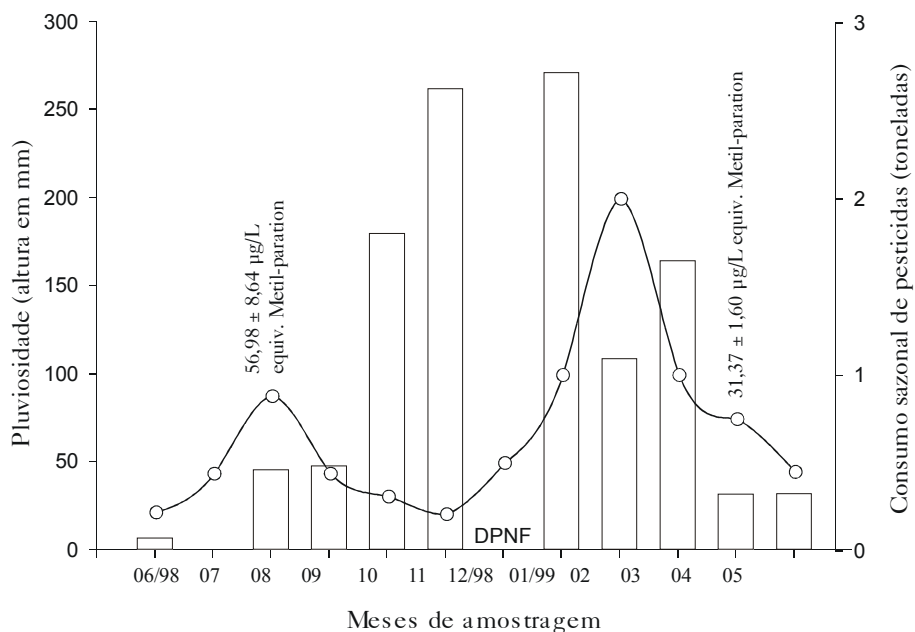
utilizadas para o suprimento da Cidade de Nova Friburgo (250.000 habitantes) – adutora próxima ao ponto 6 –, a contaminação observada pode representar um sério risco à saúde.

Sabendo que este grupo de agrotóxicos – organofosforados e carbamatos – sofre um acelerado processo de hidrólise em meio alcalino (IRPTC, 1982a, 1982b, 1982c, 1983), e devido ao pequeno número de amostras com resultados positivos, o próximo passo foi investigar o pH das águas da região mais degradada (ponto 6), utilizando-se como ponto-controle a nascente do rio. Os resultados obtidos com as análises físico-químicas não demonstraram variações significativas nos valores de pH, tanto para a nascente (controle) quanto para as áreas de cultura (pH = 6,5 ± 0,1).

Os resultados, sobretudo nos pontos localizados na parte final do rio São Lourenço, sugerem que, além da utilização recente de pesticidas anticolinesterásicos, poderia haver uma possível influência de fatores ambientais ou climatológicos e do regime de uso de tais compostos anteriores ao momento da coleta que poderiam estar interferindo de maneira significativa na detecção dos resíduos em questão. Boudou & Ribeyre (1997) caracterizaram que variações sazonais de precipitação poderiam afetar uma série de propriedades das águas, detecção de poluentes e alterações sobre a biota. Para investigar tal hipótese, indicadores de precipitação pluviométrica (altura em mm, dias com chuva etc.) da estação mais próxima da região de São Lourenço (Nova Friburgo – 83745), generosamente cedidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet), foram analisados.

Outro ponto fundamental que deveria ser analisado, relacionava-se ao regime de utilização de pesticidas na região. Os resultados obtidos com os questionários e as informações cedidas pela Associação de Produtores de São Lourenço (Aprosol) demonstraram uma variabilidade que acompanha diretamente a sazonalidade da produção. Observa-se um maior aporte dessas substâncias nas lavouras de verão, em especial, a do tomate, com um consumo total (entre todas as lavouras) de aproximadamente 5,7 toneladas por safra (ou gasto de R$ 208.650,00/safra), o que corresponde a 70% do gasto anual. As lavouras de inverno, com destaque para a cultura da couve-flor, consomem aproximadamente 2,5 t de pesticidas por safra (ou gasto de 90.000,00/safra) ou 30% do consumo anual.

Os resultados de cada variável ambiental isolada juntamente com o regime de utilização de pesticidas durante o período de amostragem podem ser observados na Figura 2. De fato, para a amostragem realizada em agosto de 1998, foi evidenciada uma marcada carência de precipitação pluviométrica não só no período imediatamente anterior à coleta, mas também durante todo o mês anterior nesta área (julho/98), o que contribui para a redução do volume/fluxo do rio, e, conseqüentemente, para a não dispersão/diluição dos resíduos. Ademais, neste período foi caracterizado o maior consumo de agrotóxicos no inverno (cultura da couve-flor) atingindo um pico de 0,88 toneladas.

Figura 2 – Pluviosidade expressa como altura em milímetros da estação de Nova Friburgo (barras) e sazonalidade do consumo de pesticidas na microbacia do córrego São Lourenço – junho/98 a maio/99

Obs: DPNF – Dados pluviométricos não fornecidos.
Fonte: Alves, 2000.

A carência de chuvas no mês anterior aliada ao pico no consumo sazonal, embora a cultura de inverno seja responsável por 2,5 toneladas ou 30% do gasto anual, foram importantes variáveis que contribuíram para os nossos achados. De fato, Mannahan (1994) salientou que o despejo e a presença de poluentes em águas de superfície são proporcionais à diluição e degradação. Por conseguinte, os efeitos biológicos serão vistos provavelmente conforme a aproximação do ponto de coleta. Portanto, pode haver uma tênue diminuição do gradiente biológico no meio aquático proporcional à distância do ponto de coleta positivo. Em rios portadores de altas correntezas, ocorre um marcado efeito de diluição dos poluentes, o que poderia ocasionar a não detecção de concentrações altas, ocorrendo um erro de subestimação (falso negativo).

Em relação ao observado em abril/99 (coleta realizada em maio de 1999), mês caracterizado pela terceira menor pluviosidade de todas as amostragens realizadas (dependendo da variável pluviométrica utilizada), a hipótese do baixo índice pluviométrico associado à ampla utilização de pesticidas explicaria os resultados positivos. Segundo esta linha de raciocínio, outros momentos poderiam também apresentar contaminação, como fevereiro de 1999.

Com objetivo de verificar de forma mais precisa a correlação entre os indicadores ambientais, a utilização de agrotóxicos e a possibilidade de detecção dos mesmos, foi realizada uma análise por componentes principais, em que foram incluídas as variáveis altura em mm, dias de chuva, níveis de contaminação e regime de aplicação de agrotóxicos. Segundo esta análise, observa-se que a variável 'dias de chuva' constituiu o fenômeno que mais explica a variância total (92%), seguida de 'altura em mm' (91%), ou seja, quanto maior o número de dias de chuva e o volume de água, maior a influência negativa sobre os níveis de agrotóxicos encontrados.

Estes dois fatores foram então transformados no primeiro componente sintetizador, ou principal, denominado 'fator de índice pluviométrico'; este componente explica 53% da variância total. O segundo fator sintetizador, ou componente, é representado pelas variáveis 'níveis de contaminação' e 'regime de aplicação de pesticidas', ambas com correlação direta. Pelas características das variáveis foi, portanto, denominado de 'fator de exposição ambiental'. Conjuntamente, estes dois ele-

mentos sintetizadores explicam 80% da variância total (Tabelas 1, 2 e 3), constituindo assim um novo modelo de contaminação ambiental por pesticidas instáveis, aqui denominado Capi.

Através da análise do plano cartesiano (Figura 3), formado pela correlação entre os fatores índice pluviométrico e exposição ambiental, observa-se, no quadrante I e II, os meses com maiores índices pluviométricos. No quadrante I, destaca-se o mês 2, devido à alta aplicação de agrotóxicos neste período; entretanto, como o índice pluviométrico é elevado, não foram detectados resíduos dos contaminantes. Nos quadrantes III e IV, a situação se inverte com relação ao fator índice pluviométrico, ou seja, baixos níveis de chuva. No quadrante III, observam-se os meses de cultura de inverno nos quais o regime de aplicação é bem reduzido e, portanto, a contaminação é desprezível. No quadrante IV, estão representados os meses em que se observa um emprego elevado de agrotóxicos, em períodos de seca, quando o fator diluição pela água das chuvas e rios é menor e, portanto, os níveis detectados são maiores. Machera et al. (1997) concluíram que os níveis de pentaclorofenol (um biocida largamente utilizado como 'preservante' de madeira) estariam estreitamente correlacionados às alterações sazonais.

Tais resultados aliam-se ainda ao fato de que o regime de utilização dos pesticidas foi semelhante nesses dois meses (da ordem de 0,80 toneladas) de amostragens positivas, demonstrando e reforçando a importância da utilização dos índices pluviométricos (em conjunto) sobre os níveis de contaminantes ambientais.

É importante ressaltar que a análise por componentes principais foi utilizada devido ao número de amostragens positivas ser baixo. Embora um estudo mais detalhado, considerando outras variáveis, como pH do solo, fluxo do rio no momento da coleta, a utilização de organismos bioindicadores, fosse necessário, pode-se sugerir que o modelo proposto é adequado para prever de forma prospectiva e mesmo retrospectiva eventos de contaminação. Nossos resultados se diferenciam do modelo proposto por Eke, Barnden & Tester (1996), no qual a precipitação favorece a detecção de resíduos.

Tabela 1 – Análise por componentes principais

	Inicial	Extração
Altura (mm)	1	0,908628
Dias de chuva	1	0,919964
Contaminação (μg/L)	1	0,69266
Regime de aplicação (ton)	1	0,684224

Fonte: Alves, 2000.

Tabela 2 – Variância total pelo método de análise por componentes principais

	Autovalores de Eigen			Soma dos quadrados das cargas		
Fator	Total	Variância (%)	% acumulada	Total	Variância (%)	% acumulada
1	2,122019	53,05046	53,05046	2,122019	53,05046	53,05046
2	1,083457	27,08643	80,13689	1,083457	27,08643	80,13689

Fator 1: Índices pluviométricos
Fator 2: Indicadores de contaminação

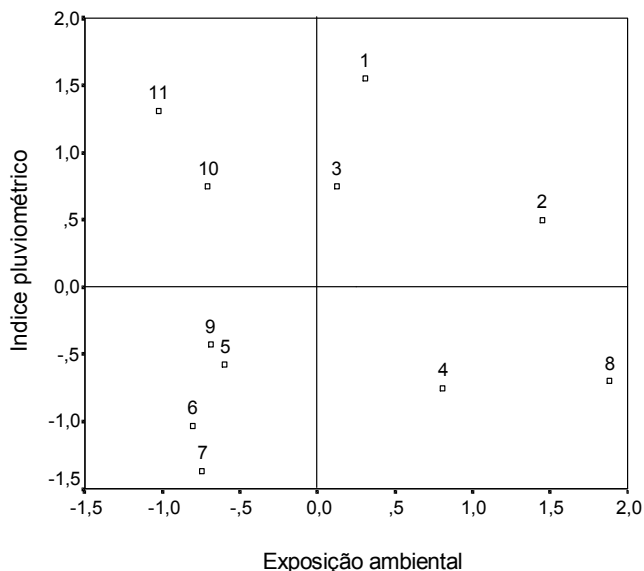
Fonte: Alves, 2000.

Tabela 3 – Fatores extraídos pelo método de análise por componentes principais

	Fator	
	1	2
Altura (mm)	0,947362	-0,10551
Dias de chuva	0,954523	0,09407
Contaminação (μg/L)	-0,38357	0,738605
Regime de aplicação (ton)	0,407782	0,719679

Fator 1: Índices pluviométricos
Fator 2: Indicadores de contaminação

Fonte: Alves, 2000.

Figura 3 – Representação dos pontos de amostragem no plano cartesiano formado pela correlação do fator exposição ambiental x índice pluviométrico

Fonte: Alves, 2000.

Eke, Barnden & Tester trabalharam com substâncias estáveis, como o caso do isoproturon, um herbicida largamente utilizado em culturas de cereais no hemisfério Norte. Isto demonstra a impossibilidade da transposição de modelos sem a devida atenção às características ambientais e ao tipo de substância utilizada, o que poderia levar a falsas proposições para uma estratégia efetiva e real de monitoramento ambiental em outros contextos. Portanto, o modelo aqui proposto se prestaria para aumentar a eficácia do monitoramento de resíduos de baixa meia-vida química (instáveis) de águas superficiais.

INTEGRANDO SAÚDE E AMBIENTE: necessidade e desafios da monitorização

De fato, não há agrotóxico completamente seguro. Porém, tais compostos poderiam e deveriam ser usados de forma racional, segura ou seletiva, com um baixo nível de risco para a saúde ambiental e humana.

O desrespeito às normas de segurança, conhecimentos insuficientes sobre os perigos dos agrotóxicos, a livre comercialização de produtos altamente tóxicos e a grande pressão comercial por parte das empresas distribuidoras e produtoras constituem as principais causas que levam ao agravamento deste quadro. Em grande parte, estes elementos são favorecidos pela falta de assessoria e/ou fiscalização aliada à culpabilização dos trabalhadores, tornando, assim, a utilização de agrotóxicos um dos maiores problemas de saúde pública no meio rural, principalmente nos países em desenvolvimento (Pimentel, 1996). Outros fatores sociais associados ao subdesenvolvimento, como o analfabetismo, contribuem para agravar ainda mais a situação (Oliveira-Silva et al., 2001).

A adoção de técnicas alternativas ou adjuvantes ao uso dos agrotóxicos poderia promover uma diminuição à exposição ocupacional e à degradação ambiental. Alguns países têm adotado estratégias com o objetivo de manter os níveis dos resíduos de agrotóxicos os mais baixos possíveis. Como exemplo, o governo belga estabeleceu uma série de medidas de boas práticas na agricultura (GAP). Tais práticas incluem dosagem ótima do agrotóxico utilizado, número de aplicações e intervalo mínimo de tempo entre aplicação e colheita. Paralelamente, os limites máximos de resíduos (MRLs) são monitorados após o aceite da GAP. O Ministério da Agricultura é responsável pela definição das regras para a GAP e o Ministério da Saúde Pública é responsável pelo controle dos resíduos em matrizes ambientais. Ambos estão envolvidos no estabelecimento dos MLRs (Dejonckheere et al., 1996)

Esta preocupação também foi observada por parte de agências reguladoras internacionais em relação aos riscos e perigos acerca do uso extensivo de agrotóxicos em áreas agrícolas. Uma das conseqüências deste fato foi a criação de diretrizes em muitos países europeus cujo limite de tolerância situa-se entre 0,1 e 0,5 $\mu g.L^{-1}$ em águas para abastecimento.

Ritter (1999) comenta a preocupação de diversas agências reguladoras internacionais com a exposição a resíduos de pesticidas provenientes da dieta, que constitui a principal via de exposição para a maioria dos humanos. Isoladamente esta exposição representa um pequeno risco para o surgimento de câncer, no entanto, quando aliada a outros fatores, como, por exemplo, estilo de vida, pode contribuir para o aumento deste risco. Desse modo, o monitoramento ambiental pode representar

uma importante estratégia para a redução do risco de diversas doenças (câncer, distúrbios reprodutivos etc.) que geralmente levam anos e até décadas para se manifestar.

Metodologias analíticas que sejam simples, acuradas e baratas constituem uma ferramenta de grande importância para a avaliação rotineira/ sistemática da contaminação. Um teste com estas qualidades, que possa ser validado e aplicado em diversas matrizes ambientais, além de apresentar um potencial para atender demandas locais para diagnóstico de alarme, facilita a formação técnica para o exercício desta monitorização regular, como estratégia de vigilância da saúde ambiental e humana no nível local.

De forma coadjuvante, outras metodologias não determinísticas da contaminação dos recursos hídricos, como, por exemplo, a avaliação da biodiversidade da fauna aquática (Baptista et al., 1998), podem oferecer evidências concretas à população, na forma de laudos e resultados, das decorrências das práticas agrícolas vigentes na qualidade de vida local. Tais metodologias, em muitos casos, tornam-se fundamentais para a compreensão da necessidade de se pensar e experimentar alternativas ao uso de agrotóxicos, bem como a racionalização de sua utilização (Moreira et al., 2002).

Ainda que o controle do grave quadro referente à utilização de pesticidas dependa da reorientação das políticas, visando menos ao interesse do capital industrial e mais à saúde da população, é necessário desenvolver estratégias que minorizem seus agravos à saúde humana e ambiental.

A maioria dos estudos realizados no Brasil e até mesmo no exterior aborda as contaminações/exposições de formas diferenciadas, ou seja, humana (ocupacional, acidental ou suicida) e ambiental, isoladamente, não considerando a natureza holística deste agravo, a multiplicidade e a dinâmica do transporte através das diferentes rotas e a grande variedade das causas do problema, cuja acuidade de compreensão exige uma intervenção integrada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, S. R. *Avaliação dos Resíduos de Agrotóxicos Organofosforados e Carbamatos por Metodologia Enzimática no Córrego de São Lourenço, Nova Friburgo-RJ, Brasil*, 2000. Dissertação de mestrado. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz.

BAPTISTA, D. F. et al. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. In: NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO A. L. (Orgs.) *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Rio de Janeiro: Ed. UFRJ,1998. (Séries Oecologia Brasiliensis, PPGE-UFRJ, v.5).

BOUDOU, A. & RIBEYRE, F. Aquatic ecotoxicology: from the ecosystem to the cellular and molecular levels. *Environ Health Perspect*, 105(1): 21-35, 1997.

CUNHA BASTOS, V. L. F. et al. Brain acethylcholinesterase as an "in vitro" detector of organophosphorus and carbamate insecticides in the water. *Water Research*, 25(7): 835-840, 1991.

DEJONCKHEERE, W. et al. Monitoring of pesticides residues in fresh vegetables, fruits, and other selected food items in Belgium, 1991-1993. *Journal of AOAC International*, 79(1): 97-110, 1996.

EKE, K. R., BARNDEN, A. D. & TESTER, D. Impact of agricultural pesticides on water quality. In: HESTER, R. R. & HARRISON, R. M. (Eds.) A*gricultural Chemicals and Environment: issues in environmental science and technology*. Cambrigde: Royal Society of Chemistry,1996.

ELLIS, K. V. *Surface Water Pollution and its Control*. Londres: The Macmillan Press, 1989.

FLECK, M. P. A. & BOURDEL, M. C. Método de simulação e escolha de fatores na análise dos principais componentes. *Revista de Saúde Pública*, 32(3): 267-272, 1998.

HENAO, S. H. & COREY, G. O. *Serie Vigilancia 2: plaguicidas organofosforados y carbamatos*. México: Centro Panamericano de Ecologia Humana y Salud/OMS/Opas, 1986.

IRPTC (International Register of Potentialy Toxic Chemicals). *Malathion: scientific reviews of soviet literature on toxicity and hazards of chemical, n.8*. Genebra: UNEP, 1982a.

IRPTC (International Register of Potentialy Toxic Chemicals). *Parathion-methyl: scientific reviews of soviet literature on toxicity and hazards of chemical, n.9*. Genebra: UNEP, 1982b.

IRPTC (International Register of Potentialy Toxic Chemicals). *Parathion: scientific reviews of soviet literature on toxicity and hazards of chemical, n.10*. Genebra: UNEP,1982c.

IRPTC (International Register of Potentialy Toxic Chemicals). *Fenitrothion: scientific reviews of soviet literature on toxicity and hazards of chemical, n.26*. Genebra: UNEP, 1983.

KAVLOCK, R. J. et al. Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors: a report of the U.S. EPA-sponsored workshop. *Environmental Health Perspectives*, 104 (Suppl 1): 715-740, 1996.

LACORTE, S. & BARCELÓ, D. Determination of organophosphorus pesticides and their transformation products in river waters by automated on-line solid-phase extraction followed by thermospray liquid chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography*, 712: 103-112, 1995.

LA ROSA, C. et al. Determination of organophosphorus and carbamic pesticides with a acetylcholinesterase amperometric biosensor using 4-aminophenyl acetate as substrate. *Analytica Chimica Acta*, 295: 273-282, 1994.

LIMA, J. S. et al. Methyl parathion activation by a partially purified rat brain fraction. *Toxicology Letters*, 87(1): 53-60, 1996.

MACHERA, K. et al. Determination of pentachlorophenol in environmental samples of the S. Euboic Gulf, Greece. *Bull Environ Contam Toxicol*, 59: 909-916, 1997.

MANAHAN, E. E. *Environmental Chemistry*. 6.ed. Boca Raton, Florida: Lewis,1994.

MARCO, M. P. et al. Development of an ezyme-linked immunoabsorbent assay for carbaryl. *J Agric Chem*, 41: 423-430, 1993.

MARTORELL, D. et al. Amperometric determination of pesticides using a biosensor based on a polishable graphite-epoxy biocomposite. *Anal Chim Acta*, 290: 343-348, 1993.

MOREIRA, J. C. et al. Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo/RJ. *Ciência e Saúde Coletiva*, 7(2): 299-311, 2002.

NETO, J. M. N. & MOITA, G. C. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. *Química Nova*, 21(4): 467-469, 1998.

OLIVEIRA-SILVA, J. J. et al. Evaluation of the influence of social-economic factors on pesticide poisoning in a community of rural works at Rio de Janeiro State. *Journal of Public Health*, 35(2): 130-135, 2001.

PIMENTEL, D. Green revolution agriculture and chemical hazards. *The Science of the Total Enviromment*, 188 (Suppl. 1): S86-S98, 1996.

RITTER, L. Environmental contaminants, pesticides and the risk of cancer. *Braz J Toxicol*, 12(2): 78-78, 1999. (Suplemento 1)

WHO (World Health Organization). Informal consultation on planning strategy for the prevention of pesticide poisoning. Genebra: WHO, 1986.

YUN-SUK, O. et al. Simultaneous quantification of insecticides including carbaryl in drinking water by gas chromatography using dual electron-capture and nitrogen-phosphorus detection. *Journal of* Chromatography, 769: 285-291, 1997.

8

MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS CONTAMINADOS POR AGROTÓXICOS

Darcílio Fernandes Baptista
Daniel Forsin Buss
Mariana Egler

INTRODUÇÃO

Em muitas bacias hidrográficas, a poluição não pontual excede os efeitos gerados por fontes pontuais. Poluição não pontual é aquela que atinge o corpo d'água receptor e é lançada de forma difusa ou indireta, sendo, portanto, de difícil detecção. Dentre as fontes não pontuais de poluição, a agricultura representa o maior desafio, pois é amplamente disseminada no país, ocupa grandes extensões do território e inclui grande variedade de atividades. Vários trabalhos demonstram que bacias hidrográficas que percorrem áreas agricultáveis são alvos de impactos múltiplos, dentre os quais, contaminação por fertilizantes e agrotóxicos, desmatamento e assoreamento.

Os principais contaminantes de origem agrícola são os resíduos de fertilizantes e os agrotóxicos. Esses produtos, quando aplicados sobre os campos de cultivo, podem atingir os corpos d'água, diretamente, através da água da chuva e da irrigação ou, indiretamente, através da percolação no solo, chegando aos lençóis freáticos. Outra forma de contaminação indireta ocorre com a pulverização de agrotóxicos, que podem ser transportados por correntes aéreas e se depositarem no solo e na água, distantes das áreas onde foram originalmente usados. O transporte atmosférico também ocorre por volatilização dos compostos aplicados nos cultivos e pela formação de poeira do solo

contaminado (Cooper, 1993). Portanto, para a melhoria da qualidade da água dos rios, faz-se necessária uma abordagem que considere a bacia hidrográfica como unidade de estudo.

Os métodos analíticos tradicionais capazes de avaliar agrotóxicos organofosforados e carbamatos em água são realizados por cromatografia gasosa (GC), cromatografia líquida de alta performance (HPLC) ou espectofotometria de massa (MS). Devido aos problemas associados ao uso indiscriminado dos agrotóxicos, é fundamental que o monitoramento ambiental seja realizado constantemente. No entanto, esses métodos de análise exigem mão-de-obra especializada e apresentam alto custo operacional, o que torna inviável sua aplicação em larga escala (Alves, 2000). Além disso, a poluição ambiental associada ao uso de agrotóxicos é especialmente difícil de ser avaliada, pois os eventos de contaminação obedecem a uma dinâmica espacialmente difusa e temporalmente variável. O resultado é um quadro de contaminação baixa e contínua, que nem sempre é captado pelos métodos de *screening* químicos, pois esses registram apenas o instante exato em que foram coletadas as amostras e não acompanham a variação temporal e espacial da contaminação.

Desde a década de 70, pesquisadores e gestores de recursos hídricos da Europa Ocidental e América do Norte (Cairns Jr. & Pratt, 1993; Armitage & Pardo, 1995) argumentam que as metodologias tradicionais de classificação de águas, baseadas em características físicas, químicas e bacteriológicas, não são suficientes para atender aos usos múltiplos da água, sendo particularmente deficientes na avaliação da qualidade estética, de recreação e ecológica do ambiente. Outra desvantagem é que se as medições químicas forem feitas longe da fonte poluente, não serão capazes de detectar perturbações sutis sobre o ecossistema (Rosenberg & Resh, 1993).

Para a realização de avaliações eficientes, é de fundamental importância a aplicação de análises integradas da qualidade da água, unindo as repostas das metodologias tradicionais de avaliação aos aspectos biológicos do sistema (ver revisões em Metcalfe, 1989; Rosenberg & Resh, 1993; Buss et al., 2003).

Organismos aquáticos vêm sendo utilizados no monitoramento ambiental há aproximadamente um século e têm como base o conceito de indicadores biológicos. A premissa básica do uso de indicadores biológicos

para avaliar a qualidade da água é que a presença de uma espécie em números elevados significa que suas necessidades físicas, químicas e nutricionais estão sendo supridas. Assim, os organismos refletem a qualidade do ambiente e podem ser utilizados para indicar efeitos específicos ou complexos, sendo particularmente vantajosos por registrarem continuamente as condições ambientais (Johnson, Wiederholm & Rosenberg, 1993). As metodologias de monitoramento biológico podem ser empregadas como ferramentas de vigilância, isto é, para acompanhamento contínuo das condições dos ecossistemas de maneira a detectar impactos acidentais ou decorrentes da implantação de empreendimentos produtivos. Podem servir ainda como instrumento regulador, sendo utilizadas como prova cientificamente aceita das alterações ambientais provocadas por ações criminosas.

Atualmente, o objetivo dos estudos relacionados à avaliação dos impactos em áreas agriculturáveis é desenvolver e aperfeiçoar metodologias e ferramentas que permitam determinar de forma realista e exeqüível a condição ambiental. Além disso, deve-se considerar a importância do tratamento e transmissão da informação a diferentes públicos, inclusive o leigo. Portanto, um dos desafios é tornar os dados científicos mais facilmente utilizáveis por técnicos, gestores, cientistas, políticos, grupos de interesse (associações não-governamentais, cooperativas) e pelo público em geral.

USO DE INDICADORES BIOLÓGICOS

Uma vez definido o objetivo do monitoramento, deve-se pensar em selecionar qual o indicador apropriado para atingi-lo. Cairns Jr., Mccormick & Niederlehner (1993) afirmam que basicamente, tudo é um indicador de alguma coisa, mas nada é um indicador de tudo. A escolha do organismo teste depende da questão que se quer responder. A avaliação da toxicidade, o controle das descargas de efluentes ou o registro de um novo produto químico requerem a coleta de dados consistentes e comparáveis.

Assim, um indicador biológico 'ideal' deve ter as seguintes características (Johnson, Wiederholm & Rosenberg, 1993: 1) ser taxonomicamente bem definido e facilmente reconhecível por não-especialistas; 2) apresentar distribuição geográfica ampla; 3) ser abundante, ou de

fácil coleta; 4) ter baixa variabilidade genética e ecológica; 5) preferencialmente possuir tamanho grande; 6) apresentar baixa mobilidade e longo ciclo de vida; 7) dispor de características ecológicas bem conhecidas; e 8) ter possibilidade de uso em estudos em laboratório.

No uso de indicadores, considera-se que a avaliação da qualidade ambiental será efetuada com as variáveis que respondam aos objetivos mais adequadamente, e não com todas aquelas que podem ser medidas. Ao selecionar um indicador e/ou ao construir um índice, tal como ao adotar um parâmetro estatístico, ganha-se clareza e operacionalidade. A necessidade de comunicar os resultados das avaliações da qualidade ambiental constitui uma exigência básica nos processos de gestão ambiental. Um índice é projetado para simplificar a informação sobre fenômenos complexos de forma a melhorar a comunicação.

Apesar do desenvolvimento de metodologias de avaliação com diversos organismos, vários autores afirmam que o grupo de macroinvertebrados bentônicos é o mais testado e utilizado, pois são relativamente fáceis de coletar e identificar, possuem natureza sedentária (refletindo as condições ambientais locais com precisão), têm um grande número de espécies e distribuição ampla (Plafkin et al., 1989; Rosenberg & Resh, 1993; Kerans & Karr, 1994; Armitage & Pardo, 1995; Barbour et al., 1999).

MONITORAMENTO BIOLÓGICO: de ecossistemas a biomoléculas

Indicadores em diferentes níveis de organização biológica fornecem informações complementares, necessárias para a análise de risco ecológico. Os impactos da contaminação por agrotóxicos nos macroinvertebrados variam de acordo com os tipos de substâncias empregadas, com a sua toxicidade e com a estabilidade nos ambientes aquáticos. Os efeitos sobre a fauna incluem desde alterações fisiológicas em alguns organismos até a morte maciça de populações, afetando toda a estrutura da comunidade (Clements, 2000).

Em geral, quanto maior a concentração de agrotóxicos e mais longo o tempo de exposição, maiores as chances dos impactos negativos atingirem níveis superiores de organização biológica, como comunidades e ecossistemas. Se um estresse dura tempo suficiente para levar à morte uma população de organismos, afetando as taxas de crescimento e de

reprodução e impedindo o recrutamento de novas espécies, ela é então capaz de alterar a estrutura da comunidade (Cairns Jr. & Pratt, 1993).

Os efeitos dos contaminantes em níveis de organização biológica mais baixos (por exemplo, respostas moleculares e bioquímicas) ocorrem mais rapidamente, além do que a especificidade das respostas e nossa compreensão sobre os efeitos dos contaminantes são geralmente maiores nos níveis mais baixos de organização (Figura 1). Geralmente, os efeitos em tais níveis podem ser diretamente ligados à exposição aos agentes contaminantes. Por exemplo, a presença de resíduos químicos e metabólitos é um indicador direto da disponibilidade de contaminantes para os organismos.

Figura 1 – Respostas a contaminantes químicos nos diferentes níveis de organização biológica

Complexidade, relevância ecológica, aplicabilidade

Ecossistema
Eutrofização, produtividade, decomposição, ciclagem de nutrientes, estrutura da cadeia trófica

Comunidade
Perda de espécies, redução de riqueza, alterações taxonômicas e funcionais

População
Mortalidade, estrutura genética, doenças, abundância, taxas de resistência e resiliência

Indivíduo
Mortalidade, crescimento, ciclo de vida comportamento, metabolismo, fecundidade

Fisiológico
Respiração, metabolismo, bioenergética, efeitos teratogênicos

Biomolecular
Metalotioneína, AChE, P-450, alterações genéticas (DNA e RNA), oncogênese

Especificidade e rapidez de resposta, replicabilidade

Apesar da maior compreensão sobre os mecanismos de funcionamento e da maior especificidade efeito-resposta, os efeitos nos níveis mais baixos de organização têm limitações. A real significância ecológica das respostas bioquímicas é geralmente desconhecida. Níveis residuais e metabólitos são excelentes indicadores de exposição, mas a ligação direta com os efeitos ecológicos é geralmente tênue (Clements, 2000). Outra limitação é que os resultados de experimentos realizados em laboratório podem ter pequena relevância para as populações naturais em campo.

Em geral, a proteção à integridade ecológica enfatiza a preservação dos níveis mais altos de organização biológica (populações, comunidades) e, assim, a demonstração de respostas bioquímicas e fisiológicas pode não ser suficiente. Portanto, alguns pesquisadores têm argumentado que as respostas em níveis mais altos de organização medidos em campo são mais relevantes ecologicamente do que os efeitos nos níveis mais baixos (Cairns et al., 1993).

Neste trabalho serão apresentadas as propriedades e as respostas de macroinvertebrados aos efeitos do uso de agrotóxicos nos dois níveis de organização biológica mais utilizados, comunidade e organismo.

Utilizando comunidades como bioindicadores

Os indicadores biológicos são muito úteis devido à sua especificidade a certos tipos de impacto já que inúmeras espécies são comprovadamente sensíveis a um tipo de poluente, mas tolerantes a outros (Washington, 1984). Assim, índices podem ser criados especificamente para detectar lançamento de agrotóxicos, considerando as respostas de diversas espécies da comunidade de macroinvertebrados. Os índices que têm as comunidades como unidade de estudo são eficientes para o monitoramento rápido de grandes áreas, apresentando relativo baixo custo (Watzin & McIntosh, 1999). Sua metodologia baseia-se em pesquisas de campo, analisando as alterações estruturais e funcionais das comunidades nos sistemas ecológicos. Serão apresentadas quatro abordagens utilizando índices biológicos de comunidade e a aplicação na avaliação de agrotóxicos: Índices Bióticos, Modelos de Predição de Impacto, Protocolos de Avaliação Rápida e Sistemas Especialistas.

Índices bióticos

A primeira abordagem visando à determinação de indicadores biológicos da qualidade das águas, com bases científicas, foi feita com bactérias, fungos e protozoários, na Alemanha, por Kolkwitz & Marsson (1909). Esse método ficou conhecido como índice de saprobidade e enfatizava que a abundância de organismos nas áreas poluídas ocorria por características fisiológicas e comportamentais que os permitia tolerar estas condições. Assim, localidades onde eram encontrados números elevados desses organismos eram classificadas como poluídas.

No final da década de 60, iniciaram-se esforços conjuntos na Europa para testar a aplicabilidade do índice de saprobidade. Atualmente, a maioria dos países europeus utiliza metodologias baseadas na mesma filosofia, sendo chamadas de índices bióticos. Esses índices consistem em atribuir uma pontuação para cada espécie, baseada em sua tolerância ao impacto, e o somatório desses valores determina a qualidade da água do local.

Diversos índices bióticos surgiram e foram testados (ver revisões em Metcalfe, 1989; Cairns Jr. & Pratt, 1993), mas um índice em especial ganhou destaque, o BMWP. Em 1976, um grupo de trabalho foi criado para discutir e sintetizar o conhecimento sobre os índices na Grã-Bretanha, originando o sistema conhecido por Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP). Nos anos subseqüentes esse índice foi revisto e ampliado (Hawkes, 1997), e considera macroinvertebrados identificados no nível taxonômico de família, com valores entre 1 e 10 atribuídos com base na sensibilidade a poluentes orgânicos. Famílias sensíveis a altos níveis de poluentes recebem valores mais altos enquanto famílias tolerantes recebem valores mais baixos. Quanto maior o somatório, mais íntegra a localidade.

A aplicação do índice ASPT (Average Score Per Taxon), que é a média dos valores de cada família encontrada (Balloch, Davis & Jones, 1976), tornou o proceeso ainda mais eficiente (Armitage et al., 1983; Walley & Hawkes, 1997). Recentemente, o índice passou a ser aplicado em um programa nacional, sendo integrado a modelos de predição de impacto (Wright, 1995; Walley & Hawkes, 1996).

Raven et al. (1998), utilizando o BMWP, avaliaram o impacto do derramamento acidental do inseticida organofosforado (Chlorpyriphos) sobre a fauna de macroinvertebrados no rio Roding em Londres. Com a aplicação do índice, os gestores foram capazes de avaliar as conseqüências do acidente, realizando o acompanhamento da recuperação da fauna pela recolonização e comparando os trechos impactados com seções do rio a montante do acidente.

Outro exemplo da aplicação de índices bióticos ocorreu na bacia do rio Mills, que abastece boa parte da população do oeste da Carolina do Norte (Lenat & Crawford, 1994). O programa local de biomonitoramento da qualidade da água, conduzido há mais de 15 anos pela Agência Ambiental Estadual, utilizava a fauna de macroinvertebrados e em especial, o índice EPT – índice que avalia a porcentagem de insetos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera – (Barbour et al., 1999). A qualidade da água era sempre classificada como boa ou excelente, mas surpreendentemente, em agosto de 1994, as amostras dos macroinvertebrados durante o monitoramento de rotina apresentaram um declínio drástico na riqueza da fauna e na abundância das populações. No entanto, não foi constatada nenhuma mudança visível no hábitat, nem nas comunidades de peixes ou de moluscos, e as amostras da água não forneceram informação útil acerca do que havia ocorrido. Após um período de investigações, a agência ambiental concluiu que como o verão de 1994 foi excepcionalmente úmido, houve um aumento da aplicação de inseticidas nas fazendas de tomates, sendo essa a fonte primária do problema. Nesse caso, tanto a detecção do impacto quanto o diagnóstico foram baseados na bioavaliação das comunidades de macroinvertebrados e pelo padrão do uso da terra.

Modelos de predição de impacto

Na década de 90, países como Inglaterra, Escócia e Austrália investiram na construção de modelos preditivos baseados em conceitos matemáticos e estatísticos. O sistema britânico de predição e classificação foi denominado RIVPACS (River InVertebrate Prediction And Classification System). Para a construção desse modelo, 268 trechos de rio ‘referência’ (não poluídos) foram analisados, sendo identificadas 16

comunidades de macroinvertebrados através de análises multivariadas (Armitage et al., 1983). Utilizando a análise discriminante múltipla, buscou-se correlacionar 28 variáveis ambientais a esses grupos de espécies (Wright et al., 1984), obtendo-se assim as 'comunidades esperadas' associadas a essas variáveis ambientais.

Para avaliar o grau de impacto de uma localidade 'teste', os parâmetros ambientais e a fauna de macroinvertebrados (comunidade observada) devem ser analisados. As variáveis ambientais determinam o grupamento de localidades do qual o local teste faz parte. Comparando as comunidades esperadas com as observadas, pode-se medir o grau de impacto da localidade (Moss et al., 1987).

Atualmente o RIVPACS III é o mais moderno e o principal instrumento de bioavaliação utilizado pelas autoridades do Reino Unido e da Austrália em seus programas nacionais de avaliação da qualidade da água (Wright et al., 1993; Walley & Hawkes, 1996, 1997; Walley & Fontama, 1998).

Protocolos de Avaliação Rápida da qualidade da água (PAR)

Enquanto nos países europeus predominaram as abordagens surgidas a partir do índice de saprobidade, na América do Norte houve uma preferência por métodos de similaridade entre comunidades e de estatística multivariada. Esses métodos são conhecidos por Protocolos de Avaliação Rápida (PAR) e são baseados na classificação ambiental *a priori* a partir de parâmetros físicos e químicos (Barbour et al., 1999). Tais protocolos se baseiam em comparações entre locais 'referência' (áreas que apresentam excelentes condições de integridade ambiental) e as áreas a serem analisadas.

Nos PAR, uma ou mais medidas bioindicadoras podem ser utilizadas. Essas medidas podem estar associadas a diferentes níveis hierárquicos de organização biológica (espécie, populações ou comunidades) e podem ser divididas em cinco categorias: número de espécies (riqueza), enumerações (abundância dos grupos taxonômicos), similaridade entre comunidades, medidas tróficas e índices bióticos. Por integrarem as respostas de várias medidas biológicas, esses índices são genericamente tratados por índices multimétricos.

A aplicação desses métodos tem ganhado ampla divulgação e vem sendo testada amplamente na América do Norte, com finalidades diversas. No estado da Virgínia (EUA), o MAIS (Macroinvertebrate Aggregated Index for Streams) comprovou ser uma ferramenta eficiente na avaliação de agrotóxicos (Voshell et al., 1997).

Sistema especialista

O sistema LIMPACT (Limnology and Impact) foi elaborado para pequenos rios em áreas agriculturáveis na Alemanha para estimar a contaminação da água por agrotóxicos. Sistemas especialistas são sistemas computacionais que devem apresentar um comportamento semelhante a um especialista em um determinado domínio. Esse sistema foi desenvolvido a partir de estudos realizados em 104 rios entre os anos de 1992 e 2000. Foram analisadas 555 amostras de agrotóxicos químicos, 660 amostras de macroinvertebrados bentônicos e a caracterização dos rios de acordo com 9 parâmetros de qualidade da água e aspectos geomorfológicos. De acordo com a abundância de macroinvertebrados são aplicadas regras de conhecimento heurístico do tipo "SE a abundância de uma determinada espécie é X, ENTÃO para uma contaminação Y de agrotóxicos, dá-se o valor Z". Neuman et al. (2002a, 2002b) listam 921 regras elaboradas para 39 espécies com o objetivo de estabelecer 4 classes de contaminação (Não Detectada, Baixa, Moderada e Alta). O sistema está disponível na Internet (http://www.d3web.de) para consulta e aplicação.

Utilizando organismos como bioindicadores

O uso de organismos como indicadores da qualidade da água é relativamente recente e vem sendo muito utilizado nos últimos anos devido à exigência de medidas cada vez mais específicas na análise dos poluentes. As primeiras respostas à contaminação ambiental ocorrem nos níveis mais baixos de organização biológica (bioquímico e fisiológico dos organismos), e por essa razão elas representam medidas rápidas e de maior sensibilidade na análise da contaminação ambiental (Buckler & Tiliti, 1996). Nesse nível de organização biológica, grande parte do

conhecimento sobre os efeitos de substâncias ou sedimento contaminados provém de estudos em laboratório.

O nível de organização biológica de organismo pode ser subdividido em duas abordagens, a individual – que trata de alterações comportamentais, malformações, mudanças nas taxas de crescimento, reprodução e alimentação – e a bioquímica e fisiológica – que inclui alterações na integridade da membrana celular, no transporte de íons, no metabolismo celular e em atividades enzimáticas. Os componentes dessa abordagem são chamados de biomarcadores e são definidos como componentes biológicos, células, processos bioquímicos, estruturas e funções biológicas, que se alteram em contato com compostos xenobióticos (Kendall et al., 1996). O uso de biomarcadores é especialmente útil no diagnóstico inicial da contaminação, podendo captar mudanças sutis no ambiente, que somente tempos depois seriam detectadas em populações e comunidades (Hyne & Maher, 2000).

Há uma grande variedade de testes direcionados para avaliação específica de agrotóxicos. São discutidas neste artigo as duas principais abordagens que utilizam macroinvertebrados no nível de organismos, a individual e os biomarcadores.

Individual

- Deformidades morfológicas

A ocorrência de deformidades morfológicas em macroinvertebrados bentônicos decorrentes da exposição a ambientes poluídos é um fato conhecido há pelo menos três décadas (Brinckhurst, Chapman & Farrel, 1968) e vem sendo utilizada no monitoramento ambiental desde então. Os grupos mais testados e analisados são os insetos e os anelídeos aquáticos, sendo o gênero *Chironomus* (Chironomidae, Diptera, Insecta) o mais utilizado. Esse grupo parece especialmente suscetível a deformidades morfológicas, apresentando algumas vantagens, como ampla distribuição e altas densidades populacionais, além de ter taxonomia e biologia bem conhecidas, podendo ser mantido em laboratório.

A dificuldade de estabelecer uma relação de causa e efeito entre os agentes contaminantes e as deformidades encontradas em espécies coletadas no campo representa uma das principais deficiências dessa metodologia.

Isso é agravado pela ocorrência natural de deformidades nas populações. Como a maior parte dos estudos é pouco controlada, a atribuição de deformidades a um contaminante é incerta (Johnson, Wiederholm & Rosenberg, 1993). Mas ainda assim alguns autores reportaram aumento da incidência de malformações com o aumento da contaminação em amostras de campo (Milbrink, 1983; Wiederholm, 1984; Warwick et al., 1987). Outros autores têm utilizado os bioensaios em laboratório para a determinação do impacto de efluentes (Kosalwat & Knight, 1987).

Em relação à contaminação por agrotóxicos, alguns estudos obtiveram sucesso em estabelecer uma relação entre exposição e ocorrência de deformidades. A maior parte dos autores detectou deformidades nos segmentos da cabeça – como antena, mento, mandíbulas –, em brânquias e no processo de pigmentação (Warwick, 1985; Camargo, 1991). Um claro padrão de dose-resposta foi registrado entre deformidades no mento de espécies do gênero *Chironomus* e diferentes graus de poluição em sedimento contaminado com agentes orgânicos persistentes, entre eles agrotóxicos e hexaclorobenzeno (Hudson & Ciborowski, 1996).

Muitos estudos já foram realizados em campo, analisando os efeitos sinergéticos de origem agrícola e ou industrial (ver revisão em Johnson, Wiederholm & Rosenberg, 1993). A maior parte desses trabalhos foi realizada com material proveniente de lagos, provavelmente devido ao maior potencial de acumulação dos contaminantes nesses sistemas. Atualmente, a análise de deformidades morfológicas em macroinvertebrados bentônicos é uma medida qualitativa da presença de contaminantes em um ecossistema, ainda estando restrita a alguns grupos taxonômicos. Para ampliar os estudos e incluir abordagens quantitativas, é necessário expandir o número de espécies estudadas e aprofundar os estudos experimentais. As deformidades provocadas por agentes químicos ou classes de contaminantes específicos devem ser identificadas, e as relações entre dose e tempo de exposição e a freqüência e severidade das deformidades devem ser estabelecidas. Um banco de dados organizado com essas informações permitiria aumentar a eficiência desses estudos.

- Respostas comportamentais

O uso de respostas comportamentais de macroinvertebrados na avaliação da contaminação ambiental também é uma medida recente e vem

sendo empregado em estudos de toxicidade crônica em laboratório. Também é parte da iniciativa dos pesquisadores de ampliar o número de espécies de macroinvertebrados aquáticos utilizados, pois esses estudos já vêm usando peixes desde a década de 70 (Johnson, Wiederholm & Rosenberg, 1993).

A alteração no comportamento normal de um organismo é o primeiro reflexo de desordens fisiológicas e pode ser utilizada como indicador inicial da contaminação e de toxicidade subletal. Outra vantagem é que as medidas comportamentais permitem integrar os efeitos no nível bioquímico e fisiológico com as mudanças no nível individual, servindo como uma ligação entre diferentes níveis de organização biológica. Muitas funções comportamentais são essenciais para a viabilidade de populações naturais e, dessa forma, podem comprometer seu equilíbrio ecológico.

A resposta comportamental ocorre quando um agente químico, ou outra condição estressante, induz alterações que excedem a variação comportamental normal do organismo. As repostas comportamentais mais utilizadas são aquelas relacionadas às funções vitais como locomoção, alimentação, respiração, comportamento de caça, fuga e proteção.

Os estudos comportamentais são usados principalmente para avaliação de toxicidade de sedimentos, sendo comuns os testes em laboratório em que há exposição a agentes químicos em doses conhecidas (Johnson, Wiederholm & Rosenberg, 1993). Os principais efeitos observados são alterações no hábito alimentar, locomoção, respiração e no comportamento de deriva. Alguns exemplos reportam alterações do comportamento natatório de *Chironomus tentans* expostos ao paration (organofosforado), sendo correlacionados ao grau de inibição da enzima acetilcolinesterase, ao tempo de exposição e à concentração do agrotóxico (Detra & Collins, 1991). Indivíduos da ordem Trichoptera apresentaram mudanças no padrão de construção de redes quando expostos a um piretróide em condições de laboratório.

Há uma vasta literatura sobre estudos de mesocosmo, incluindo uma recente revisão realizada pela Agência Ambiental da Dinamarca (Danish Protection Agency, 2001). Nesse trabalho foram comparadas 112 publicações e constatou-se que a deriva de macroinvertebrados foi a resposta mais sensível ao impacto da contaminação por agrotóxicos, destacando a importância desses estudos na análise da contaminação ambiental.

• Mudanças na história de vida

A história de vida de macroinvertebrados bentônicos é definida por fatores que governam a sobrevivência, fecundidade, taxa de crescimento, estágio de desenvolvimento, tamanho, longevidade e ciclo reprodutivo. Alterações desses parâmetros vêm sendo utilizadas como medidas de estresse provocadas pela contaminação ambiental.

A maior parte dos estudos realizados com essa metodologia avalia a contaminação por metais pesados ou acidificação de ambientes aquáticos (Johnson, Wiederholm & Rosenberg, 1993). Reynoldson, Thompson & Bamsey (1991) avaliaram mudanças na reprodução de *Tubifex tubifex* (Oligochaeta) em testes de toxicidade de sedimento, criando um bioensaio para análise de sedimento. As principais respostas utilizadas em estudos de contaminação por agrotóxicos são mudanças nas taxas de emergência e taxas de crescimento. Estudos de mesocosmo e *in situ* demonstraram que a aplicação de agrotóxicos em concentrações subletais ocasiona uma redução na taxa de emergência de insetos e diminuição do peso de macroinvertebrados (Schulz & Liess, 1999, 2000, 2001; Liess & Schulz, 1996). Da mesma forma que os inseticidas podem aumentar a taxa de mortalidade, eles podem diminuir ou prolongar as taxas de emergência de insetos aquáticos. Entretanto, muitas populações de insetos aquáticos influenciadas por contaminação ambiental apresentam variação na taxa de emergência quando comparadas a populações naturais, o que dificulta o estabelecimento da relação de causa e efeito entre o contaminante e a resposta biológica observada.

Para utilizar medidas associadas à história de vida de macroinvertebrados é desejável compreender todos os mecanismos envolvidos. A falta de conhecimento básico pode dificultar a interpretação de dados e limitar o uso dessas variáveis em estudos de biomonitoramento no campo.

Biomarcadores

Alguns biomarcadores são particularmente bem conhecidos e amplamente utilizados na avaliação da contaminação por agrotóxicos. Por exemplo, a inibição da enzima acetilcolinesterase (AChE) é utilizada para medir a contaminação por organofosforados e carbamatos. A ação tóxica desses produtos se baseia na inibição da enzima AChE, o que

afeta a transmissão do impulso nervoso. Uma vez que essa reação é praticamente irreversível, a percentagem da inibição da atividade da AChE pode ser usada como um indicador de exposição.

A maior dificuldade na utilização de medidas da AChE é o fato de existirem várias formas dessa enzima, o que pode dificultar a correlação entre os sintomas e a inibição da atividade anticolinesterásica (Hynes & Maher, 2000). O teste do efeito de três organofosforados em diversas espécies de macroinvertebrados indicou suscetibilidades distintas (Day & Scott, 1990), sendo possível utilizar esse método para avaliar a exposição aguda a esses agrotóxicos.

Outro biomarcador com potencial de ser usado com macroinvertebrados é o complexo de enzimas do tipo P-450. Genericamente conhecidas como monooxigensases, ou oxidases de função mista (*mixed function oxidase*), essas enzimas têm a atividade associada com processos de biotransformação e detoxificação de agentes xenobióticos. A indução de P-450 pode servir como indicador de exposição a altas concentrações de contaminantes. O uso do citocromo P-450 na avaliação da contaminação de organismos marinhos foi detalhado em algumas revisões (James, 1989; Livingstone, 1993).

CONCLUSÃO

Uma vez que é improvável que respostas em um único nível de organização biológica satisfaçam os critérios de especificidade, os mecanismos de compreensão e a relevância ecológica, uma abordagem alternativa é estudar respostas em diferentes níveis de organização simultaneamente. Além disso, é também improvável que um só pesquisador tenha recursos ou conhecimentos técnicos para examinar respostas nos diferentes níveis de organização. Dessa forma, integrar os efeitos dos contaminantes através dos diferentes níveis de organização apresenta benefícios adicionais de promover pesquisas interdisciplinares.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, S. R. *Avaliação dos resíduos de agrotóxicos organofosforados e carbamatos por metodologia enzimática no Córrego de São Lourenço, Nova Friburgo-RJ, Brasil*, 2000. Dissertação de mestrado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública/Fiocruz.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F. & NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cadernos de Saúde Pública*, 19 (2): 465-474, 2003.

ARMITAGE, P. D. & PARDO, I. Impact assessment of regulation at the reach level using mesohabitat information. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10: 147-158, 1995.

ARMITAGE, P. D. et al. The performance of a new biological water quality score based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347, 1983.

BALLOCH, D.; DAVIS, C. E. & JONES, F. H. Biological assessment of water quality in three British rivers, the North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Tass (Wales). *Water Pollution Control*, 75: 92-100, 1976.

BARBOUR, M. T. et al. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. 2.ed. Washington: U.S. Environmental Protection Agency/Office of Water (EPA 841-B-99-002), 1999.

BRINCKHURST, R. O.; CHAPMAN, P. M. & FARREL, M. A. *Components of the bottom fauna of St. Lawrence, Great Lakes*. Toronto: Great Lakes Institute, University of Toronto (No PR 33): Toronto, 1968.

BUCKLER, D. F. T. & TILLITT, D. E. Problems of aquatic toxicology and water quality management. In: SCHOETGER, R. A (Ed.) *Proceedings of USA-Russia Symposium*. Ecosystem Research Division. Atenas: Usepa, 1996.

CAIRNS, J. Jr. & PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. (Eds.) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Nova Iorque: Chapman & Hall, 1993.

CAIRNS, J. Jr.; MCCORMICK, P. V. & NIEDERLEHNER, B. R. A proposal framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263: 1-44, 1993.

CAMARGO, J. A. Toxic effects of residual chlorine on larvae of *Hydropsyche pullucidula* (Trichoptera: Hydropsychidae): a proposal of biological indicator. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 47: 261-265, 1991.

CLEMENTS, W. H. Integrating effects of contaminants across levels of biological organization: an overview. *J Aquat Eco Stress Recov*, 7:113-116, 2000.

COOPER, C. M. Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems: a review. *Journal of Environmental Quality*, 22: 402-408, 1993.

DANISH PROTECTION AGENCY. 2001. Disponível em: http://www.mst.dk/udgiv/Publications/2001/87-7944-634-5/html/helepubl_eng.htm.

DAY, K. E. & SCOTT, I. M. Use of acetylcolinestherase activity to detect sub-lethal toxicity in stream invertebrates exposed to low concentrations of organophosphate insecticides. *Aquatic Toxicology,* 18: 101-113, 1990.

DETRA, R. L. & COLLINS, W. J. The relationships of parathion concentration exposure time, cholinesterase inhibition and syptons of toxicity in mifdge larvae (Chirnomidae: Diptera). *Environmetal Toxicology and Chemistry,* 10: 1089-1095, 1991.

HAWKES, H. A. Origin and development of the Biological Monitoring Working Party Score System: technical note. *Water Research*, 32: 964-968,1997.

HUDSON, L. A. & CIBOROWSKI, J. H. Teratogenic and genotoxic responses of larval *Chironomus salinarius* group (Diptera: Chironomidae) to contaminated sediment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15: (8): 1375-1381, 1996.

HYNE, R. V. & MAHER, W. A. *Macroinvertebrate biomarkers: links to toxicosis and changes in population or communities*. Australia: University of Canberra, Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology. Technical Report ScD52000. Disponível em: http://enterprise.canberra.edu.au/WWW/ www-directreps.nsf/996f439750a23457ca2567fc001c75ae/049a5fcd126ae62cca256a000013555a.

JAMES, M. O. Cytochrome P450 monooxygenases in crustaceans. *Xenobiotica,* 19: 1063-1076, 1989.

JOHNSON. R. K.; WIEDERHOLM, T. & ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms: populations and species assemblages of benthic macroinvertobrates. In: ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. (Eds.) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates.* Nova Iorque: Chapman & Hall, 1993.

KENDALL, R. J. et al. Aquatic and terrestrial ecotoxicology. In: CASARETT; L. J. & DOULL, J. (Eds.) *Toxicology: the basic science of poisons.* 5.ed. Nova Iorque: McGraw-Hill, 1996.

KERANS, B. L. & KARR, J. R. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers in the Tennessee valley. *Ecological Applications*, 4: 768-785, 1994.

KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. Oekologie der tierischen saprobien. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 2:126-152, 1909.

KOSALWAT, P. & KNIGHT, A. W. Chronic toxicity of cooper to a partial life cycle of the midge, *Chironomus decorus. Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 16: 283-290, 1987.

LENAT, D. R. & CRAWFORD, J. K. Effects of land use on water quality and fauna of three North Carolina streams. *Hydrobiologia*, 294: 185-199, 1994.

LIESS, M. & SCHULZ, R. Chronic effects of short-term contamination with the pyrethroid insecticide fenvalerate on the caddisfly *Limnephilus lunatus. Hydrobiologia*, 324: 99-106, 1996.

LIVINGSTONE, D. R. Biotechnology and pollution monitoring: use of molecular biomarkers in the aquatic environment. *J Chem Tech Biotechnol,* 57: 195-211, 1993.

METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60:101-139, 1989.

MILBRINK, G. Characteristic deformormaties in tubificid oligochaetas inhabiting polluted bays of Lake Vänern, soutern Sweden. *Hydrobiologia,* 106: 169-184, 1983.

MOSS, D. et al. The prediction of the macroinvertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology*, 17: 41-52, 1987.

NEUMAN, M. et al. *An expert system to estimate the pesticide contamination of small stream using benthic macroinvertebrate as bioindicators.* I – The database of LIMPACT. Ecological Indicators, 2000a.

NEUMAN, M. et al. *An expert system to estimate the pesticide contamination of small streams using benthic macroinvertebrate as bioindicators.* II – The knowledge base of LIMPACT. Ecological Indicators, 2002b.

PLAFKIN, J. L. et al. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: benthic macroinvertebrates and fish.* Washington: U.S. Environmental Protection Agency (EPA-444/4-89-001), 1989.

RAVEN, P. J. et al. *River Habitat Quality: the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man.* Bristol: Environment Agency, 1998.

REYNOLDSON, T. B., THOMPSON, S. P. & BAMSEY, J. L. A sediment biossay using the tubificid oligochaeta worm *Tubifex tubifex*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 1061-1072, 1991.

ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. (Eds.) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates.* Nova Iorque: Chapman & Hall, 1993.

SCHULZ, R. & LIESS, M. Validity and ecological relevance of an active in situ bioassay using *Gammarus pulex* and *Limnephilus lunatus*. *Environmental Toxicology and Chemistry,* 18: 2243-2250, 1999.

SCHULZ, R. & LIESS, M. Toxicity of fenvalerate to caddisfly larvae: chronic effects of 1- vs. 10-h pulse-exposure with constant doses. *Chemosphere,* 41: 1511-1517, 2000.

SCHULZ, R. & LIESS, M. Runoff simulation with particle-bound fenvalerate in multispecies stream microcosms: importance of biological interactions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20: 757-762, 2001.

VOSHELL, J. R. et al. Effective and scientifically sound bioassessments: opinions and corroboration from academe. *Human Ecology Risk Assessment*, 3: 941-954, 1997.

WALLEY, W. J. & FONTAMA, V. N. Neural network predictors of average score per taxon and number of families at unpolluted river sites in Great Britain. *Water Research*, 32: 613-622, 1998.

WALLEY, W. J. & HAWKES, H. A. A computer-based reappraisal of the Biological Monitoring Working Party scores using data from the 1990 river quality survey of England and Wales. *Water Research*, 30: 2086-2094. 1996.

WALLEY, W. J. & HAWKES, H. A. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party Score System incorporating abundance rating, site type and indicator value. *Water Research*, 31: 201-210. 1997.

WARWICK, W. F. Morphologicxal abnormalities in Chironomidae (Diptera) larvae as measures of toxic stress in freshwater ecosystems: indexing antennal deformities in Chironomus Meigen. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42: 1881-1914, 1985.

WARWICK, W. F. et al. The incidence of deformities in *Chironomus spp*. from Port Harbour, Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 13: 88-92, 1987.

WATZIN, M. C. &. MACINTOSH, A. W. Aquatic ecosytems in agricultural landscapes: a review of ecological indicators and achievable ecological outcomes. *Journal of Soil and Water Conservation*, 4: 636-644, 1999.

WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18: 653-694, 1984.

WHITTIER, T. R.; HUGUES, R. M. & LARSEN, D. P. Correspondence between ecoregions and spatial patterns in stream ecosystem in Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45: 1264-1278, 1988.

WIEDERHOLM, T. Incidence of deformed chironomid larvae (Diptera: Chironomidae) in Swedish lakes. *Hydrobiologia*, 109: 243-249, 1984.

WRIGHT, J. F. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Australian Journal of Ecology*, 20: 181-197, 1995.

WRIGHT, J. F. et al. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, 14: 221-256, 1984.

WRIGHT, J. F. et al. New procedures for identifying running-water sites subject to environmental stress and for evaluating. *Hydrobiologie*, 127: 319-326, 1993.

9

AVALIAÇÃO DE AMBIENTES E PRODUTOS CONTAMINADOS POR AGROTÓXICOS

Mauro Velho de Castro Faria

ASPECTOS INTRODUTÓRIOS

Considerações gerais

A utilização de substâncias químicas como defensivos agrícolas foi iniciada na década de 20, mas só depois da 2ª Guerra Mundial tais produtos passaram a desempenhar um papel de crescente relevância na agricultura. A procura de agentes químicos apropriados para fins militares levou à síntese de numerosas substâncias dotadas de propriedades biocidas e, portanto, passíveis de uso contra plantas e animais nocivos.

O aumento progressivo da população exige um concomitante acréscimo na oferta de alimentos. Para tanto, é necessário diminuir a perda nas lavouras e assegurar o desenvolvimento de culturas em larga escala, e os chamados 'defensivos agrícolas' estão inseridos nesse contexto. No entanto, por serem substâncias tóxicas e, em alguns casos, persistentes, contaminam o ambiente – ar, água e solo –, provocando importantes desequilíbrios ambientais. São designados genericamente como agrotóxicos e representam risco químico potencial à biota, em geral, e aos seres humanos, podendo ser encontrados nos alimentos, seja por via direta, como resultado da aplicação numa das fases de sua produção, transporte ou armazenamento; seja por via indireta, como no caso de

animais de corte, alimentados com ração vegetal contaminada. Como conseqüência, vários problemas ambientais e/ou de saúde pública são relatados, sendo sua intensidade muito maior nos países em desenvolvimento, como no caso do Brasil. Este fato reflete a existência de condições inadequadas de manuseio e desrespeito aos padrões de segurança, decorrentes da falta de fiscalização e de conhecimentos insuficientes sobre os perigos do uso de agrotóxicos por parte dos trabalhadores (Pimentel, 1996).

Ferrer (1995) descreve alguns casos de intoxicação humana em grandes proporções, incluindo os que ocorreram por ingestão de alimentos contaminados. Essa contaminação pode ser decorrente do acúmulo de agrotóxicos estáveis através da cadeia alimentar (como ocorre com os organoclorados), do uso excessivo de agrotóxicos no setor agrícola, sem a correta observação do período de carência, e da contaminação durante o transporte e armazenamento dos produtos (Henao & Corey, 1986).

Definição e classificação

O termo 'agrotóxico' (em inglês *pesticide*) foi definido pela Organização para a Alimentação e Agricultura das Nações Unidas (FAO) como uma substância ou mistura de substâncias capazes de evitar, destruir ou controlar qualquer praga, inclusive vetores de doenças humanas ou de animais e espécies indesejáveis de plantas ou animais que causem danos ou interfiram com a produção, processamento, estocagem, transporte ou comercialização de alimentos, de produtos relacionados à agricultura, de madeiras e seus derivados e de rações animais.

Adotando-se esta definição, arrolam-se entre as pragas: insetos, aracnídeos, roedores, fungos, bactérias, vírus, ervas daninhas ou qualquer outra forma de vida danosa à saúde e ao bem-estar do homem, à lavoura, à pecuária e aos produtos alimentícios em geral. Por extensão, incluem-se nesta categoria os agentes desfolhantes, os dessecantes e as substâncias reguladoras do crescimento vegetal. Excluem-se as vacinas, os medicamentos, os antibióticos de uso humano e veterinário e os agentes utilizados para o controle biológico das pragas (WHO/Unep, 1990).

Os critérios que podem ser utilizados para classificar os agrotóxicos variam muito. Entretanto, alguns dos mais comuns são: 1) alvos prefe-

renciais sobre os quais atuam (inseticidas, fungicidas, herbicidas e rodenticidas, entre outros); 2) classe química a que pertencem (organoclorados, organofosforados, carbamatos, piretróides, triazinas etc.); 3) maior ou menor toxicidade aguda sobre os seres vivos – esta última é recomendada pela Organização Mundial da Saúde, que os classifica segundo o grau de periculosidade, baseando-se na determinação da dose letal 50% aguda (DL_{50}), por via oral ou dérmica, para ratos (Henao & Corey, 1986).

Não cabe aqui uma análise mais aprofundada do mecanismo de ação de todos os agrotóxicos (inseticidas, fungicidas e herbicidas) usados na agropecuária. A seguir, são destacadas apenas as classes que apresentam maior toxicidade para mamíferos.

1) Os organoclorados (OC), um grupo relativamente grande de inseticidas, com considerável diversidade de estruturas, propriedades e usos. Três subgrupos são dignos de destaque: os derivados clorados do etano (DDT e outros), os ciclodienos (aldrin, endrin, dieldrin, heptacloro e endossulfan) e os hexaclorociclohexanos (HCHs), como o lindano (Walker et al., 1996). A variada toxicidade dos OC expressa a diversidade química desta classe. Contudo, um modo comum a quase todos é a interferência no fluxo de cátions através das membranas de células nervosas.

2) Os organofosforados e carbamatos, grupo de inseticidas genericamente conhecidos como anticolinesterásicos. Ambos possuem o mesmo mecanismo de ação tóxica: a inibição da enzima acetilcolinesterase, presente nas sinapses nervosas do sistema nervoso central e periférico (Buronfosse & Buronfosse, 1995). A acetilcolinesterase (AChE) é responsável pela degradação do neurotransmissor acetilcolina. Com sua inibição, em face da presença de um composto anticolinesterásico, ocorre o acúmulo de acetilcolina nas sinapses nervosas, o que exacerba os efeitos colinérgicos.

Os agrotóxicos organofosforados são usualmente ésteres pentavalentes do ácido fosfórico e tiofosfórico. Os organofosforados são mais amplamente utilizados como inseticidas, mas podem ser empregados como herbicidas (glifosfato) e fungicidas (kitazin). Alguns organofosforados empregados na agricultura, como o paration, são muito tóxicos para os mamíferos, enquanto outros usam as diferenças no metabolismo de insetos e mamíferos para produzir agrotóxicos com baixa toxicidade para estes últimos, como o malation (Smith et al., 1996).

À semelhança dos organofosforados, os carbamatos agem também inibindo a acetilcolinesterase e se diferenciam pelo fato de a combinação se processar de maneira mais reversível, o que acarreta, todavia, um acúmulo de acetilcolina nas sinapses colinérgicas. Os primeiros ésteres do ácido carbâmico foram sintetizados na década de 30 e comercializados como fungicidas. Estes ésteres alifáticos possuíam baixa atividade inseticida, e o interesse por esta classe permaneceu estagnado até os anos 50, quando foram sintetizados potentes análogos da droga fisostigmina, um alcalóide anticolinesterásico extraído da planta *Physostigma venenosum* (Casarret & Doll's, 1989).

3) Os piretróides, compostos sintéticos similares às piretrinas, formam o grupo mais recente de inseticidas no mercado. São bem menos tóxicos aos mamíferos do que organofosforados, carbamatos e organoclorados. A alta atividade inseticida dos piretróides, que permite seu emprego em pequenas dosagens, associada à seletividade que apresentam, possibilitou o aparecimento de novos produtos de origem sintética, inclusive mais estáveis à luz e menos voláteis que os de origem natural, para uso na agropecuária ou como domissanitários. Piretrinas e piretróides são substâncias alergizantes e freqüentemente desencadeiam episódios de asma e bronquite em crianças. São os inseticidas mais usados em ambientes domésticos.

A PROBLEMÁTICA DO MONITORAMENTO DE AGROTÓXICOS NO AMBIENTE E NOS ALIMENTOS

A necessidade do monitoramento

Muito se tem falado e proposto a respeito da melhor proteção do trabalhador do campo, diretamente exposto à intoxicação aguda por estes agentes tóxicos, quando inadequadamente manuseados. O mesmo não pode ser dito, no entanto, quanto à proteção das populações de organismos vivos, em geral, e humanas, em especial, indiretamente expostas por meio da contaminação da água, do solo e de alimentos que contenham níveis perigosos de resíduos de agrotóxicos. Tais populações estão potencialmente sujeitas a efeitos crônicos de exposição con-

tinuada a múltiplos agentes. O monitoramento torna-se a única forma de comprovar que tais resíduos estão abaixo dos limites de segurança estabelecidos – garantindo que o alimento consumido seja de boa qualidade –, que os produtores estão aplicando esses produtos de forma correta e que a colheita está sendo feita após o período de carência adequado.

Metodologias usadas no monitoramento de agrotóxicos

Métodos físico-químicos de análise instrumental

A análise de resíduos em amostras ambientais ou de alimentos, especialmente quando é muito elevado o número de possíveis contaminantes dentro de uma classe ou classes de compostos, é uma tarefa difícil e dispendiosa. Para um programa efetivo de monitoramento, tomando-se apenas o exemplo dos agrotóxicos, os métodos instrumentais cromatográficos atualmente usados sofrem limitações ligadas a aspectos técnicos e ao alto custo associados a vários fatores:

1) são técnicas sofisticadas e onerosas, as quais empregam equipamentos que requerem constante manutenção e dependem, primordialmente, de laboratórios especializados e pessoal altamente qualificado;
2) existe um grande número de agrotóxicos (várias centenas) registrados para uso e comercialização;
3) há carência de dados relativos aos produtos efetivamente mais usados, por cultura, nas diversas regiões agrícolas, o que gera a obrigatoriedade de testar um grande número de padrões, bem como diferentes metodologias analíticas.

Este problema, crucial em países em desenvolvimento como o Brasil, também é de escala mundial, pois, embora as limitações possam ser superadas nos países de Primeiro Mundo, os custos permanecem muito elevados. Como exemplo, destacamos o relatório da U. S. Food and Drug Administration (Roy, Wilson & Laski, 1997), que mostra os resultados e os custos de uma avaliação estatística da contaminação por mais de 300 agrotóxicos em amostras de maçã e de arroz, envolvendo diversos laboratórios especializados. Nesse estudo, foram processadas 3.041

amostras ao custo total de US$ 3.400.000,00, ou seja, US$ 1.118,00, em média, por amostra. No Brasil, exatamente devido aos altos custos, não existe um programa continuado e amplo voltado ao monitoramento de agrotóxicos no ambiente ou em alimentos, especialmente aqueles dirigidos ao consumo interno.

As análises dos resíduos são classicamente executadas em sistemas de cromatografia gasosa ou líquida, que exigem diferentes tipos de detectores, dependendo da natureza química dos compostos a serem determinados. Requerem inicialmente procedimentos eficientes de extração, limpeza e concentração do analito, tais como extração em fase líquida-líquida, em fluido supercrítico ou em fase sólida (Font et al., 1993). métodos de multirresíduos (MRMs) e de resíduos simples (SRMs) consistem geralmente nos mesmos passos básicos, mas os MRMs têm a capacidade de determinar diferentes resíduos de agrotóxicos em uma só análise, sendo úteis, sobretudo, quando não é conhecida a natureza dos possíveis contaminantes.

A detecção de muitos agrotóxicos em frutas e hortaliças envolve inicialmente uma extração aquosa em acetona e processos laboriosos de limpeza. Os métodos geralmente aplicam um passo de extração com um solvente miscível em água, seguido de uma etapa de limpeza, com um solvente orgânico adequado, para a remoção de interferências (Torres, Picó & Manes, 1996). A extração líquido-líquido é uma técnica na qual uma solução (geralmente aquosa) é posta em contato com um segundo solvente (usualmente orgânico, essencialmente imiscível com o primeiro). É aplicável a materiais no nível de traço, bem como a grandes quantidades de material. A extração por solvente pode ser usada para purificar e concentrar parcialmente os solutos de interesse, antes da análise (Jeffery et al., 1992). Métodos modernos que substituem a extração clássica com solventes têm sido propostos. Porém, raramente têm sido aplicados como rotina devido aos altos custos envolvidos, como, por exemplo, a extração em fluido supercrítico (SFE) (Lehotay et al., 1995).

A cromatografia gasosa tem sido a técnica instrumental mais empregada para analisar multirresíduos de agrotóxicos em amostras ambientais e alimentos (Pylypiw Jr., 1993; Lacorte, Molina & Barceló, 1993). Dentre os diversos tipos de detectores usados, destaca-se o espectrômetro de massa, capaz de identificar os compostos por sua

estrutura molecular. No entanto, para a quantificação, todos dependem da existência de padrões adequados das substâncias que estão sendo analisadas.

A extração com solvente acoplada à cromatografia preparativa e a cromatografia gasosa com vários detectores são alguns exemplos de métodos recomendados pelas principais agências de proteção ambiental. Entretanto, as limitações impostas por tais métodos aumentam significativamente o tempo e o custo das análises (Pylypiw Jr., 1993).

Os métodos de cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC) para análise de resíduos de agrotóxicos foram primeiramente desenvolvidos para compostos termolábeis, como os carbamatos, embora a aplicação na análise de formulações de agrotóxicos organofosforados já tivesse sido recomendada como ação oficial (Jackson, 1978). Esta aplicação tem se apresentado versátil, específica e sensível para análise de agrotóxicos organofosforados, já que não se confronta com problemas de degradação destes compostos em temperaturas elevadas. Posteriormente, estendeu-se por um largo número de compostos, por oferecer uma abordagem mais simples e/ou mais rápida. Todavia, a HPLC também apresenta desvantagens, pois, além da complexidade, o custo das análises também é considerável.

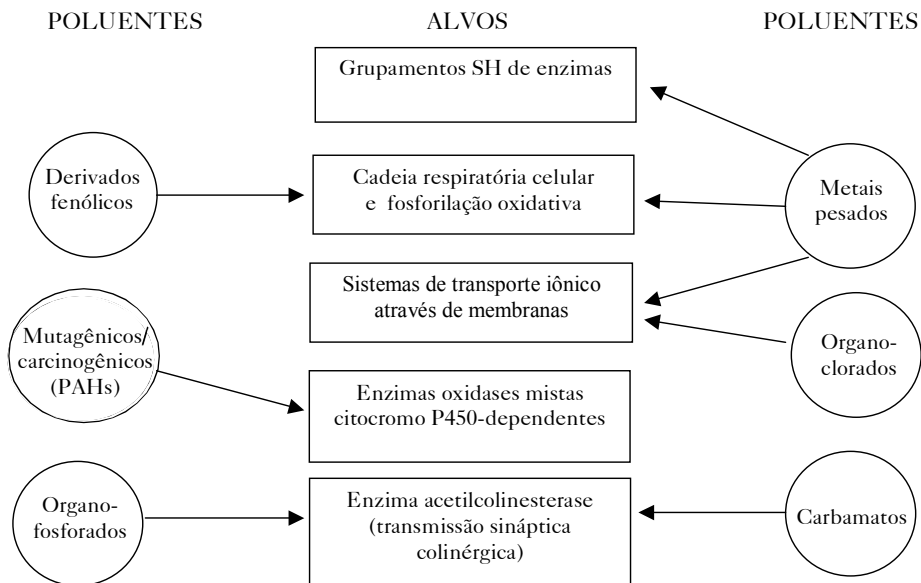
Métodos alternativos

Em função do crescimento da demanda, existe hoje uma grande necessidade de aumentar a capacidade analítica, especialmente de métodos simples, de baixo custo, de resposta rápida e adequados ao uso no campo (Ellis, 1989). Eles poderiam ser usados, pelo menos, como métodos de triagem, detectando amostras positivas e facilitando grandemente o trabalho de análise instrumental. Alguns biodetectores podem prestar-se especialmente para este fim.

Diversos tipos de bioensaios *in vivo*, usando pequenos animais, estão disponíveis. No entanto, tais ensaios não são adequados – dentre outras razões, devido à sua pouca sensibilidade, às exigências de um bom método de monitoramento de agrotóxicos em amostras ambientais e de alimentos. Um método alternativo eficiente deve satisfazer a algumas condições essenciais:

1) detectar na amostra uma classe de tóxicos, com sensibilidade ajustável às necessidades do monitoramento (exemplo: o nível admissível de agrotóxicos é, no mínimo, 20 vezes menor para água do que para alimentos);
2) ser rápido nas respostas, confiável e reprodutível;
3) apresentar baixos custos;
4) depender de equipamentos básicos que podem ser usados em pequenos laboratórios.

Nesse sentido, são bastante promissores os métodos *in vitro*, que exploram as alterações das propriedades dos 'alvos' bioquímicos dos xenobióticos. A Figura 1 esquematiza alguns alvos importantes (enzimas e complexos enzimáticos) de diversos xenobióticos encontrados no ambiente ou em alimentos.

Figura 1 – Principais alvos bioquímicos de poluentes importantes

Em relação aos agrotóxicos pertencentes às classes de organofosforados e carbamatos, já têm sido descritos métodos que empregam a acetilcolinesterase como detectora para amostras de água. Limites de detecção de 10 ppb para certos agrotóxicos organofosforados em água foram obtidos por Kumaran & Tran-Mih (1992) com a acetilcolinesterase imobilizada em esferas de vidro, usando detecção amperométrica. Com sistema semelhante, La Rosa et al. (1994) obtiveram limites de 1 ppb e 2 ppb para paraoxon e carbaril, respectivamente. Smith, Thomas & Hulse (1993) usaram uma técnica de reativação térmica para análise de colinesterase cerebral de pássaros. Tais metodologias para uso *in vitro* sofrem, porém, uma grave limitação: não são capazes de detectar os tionofosforados, como o paration, o malation, o fenitrotion etc., ou seja, os fosforados de uso mais comum na agricultura. Estes, para inibirem a colinesterase, necessitam ser previamente ativados aos seus oxon-análogos, o que, normalmente, ocorre após a penetração no organismo. No entanto, a partir da década de 1980, nosso laboratório – atualmente denominado Laboratório de Toxicologia Enzimática (Enzitox) do Departamento de Biologia Celular e Genética do Instituto de Biologia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – desenvolveu metodologia para água e alimentos baseada em preparações de acetilcolinesterase capazes de ativar os tionofosforados, possibilitando o uso irrestrito da enzima no monitoramento de todos os fosforados e carbamatos, como será comentado adiante.

Para a detecção de agentes mutagênicos/carcinogênicos, tais como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, estão disponíveis diversas metodologias, baseadas na indução de enzimas oxidases mistas P450-dependentes ou na ativação dos pré-carcinogênicos por estas enzimas. No monitoramento de substâncias inibidoras respiratórias ou desacopladoras da fosforilação oxidativa, onde se incluem também alguns agrotóxicos, é bastante promissor o desenvolvimento de sistemas *in vitro* baseados no consumo de nitrito por partículas respiratórias extraídas de nitrobactérias.

Por fim, técnicas imunológicas de enzima-imunoensaio (Elisa) têm sido empregadas sob a forma de *kits* (Vanderlaan, Watkins & Stanker, 1988), especialmente para agrotóxicos. No entanto, apesar de serem descritas como testes de *screening* rápido para detecção em água e solo, sofrem

interferências de materiais extraídos dos alimentos (Ellis, 1989) e detectam apenas os poucos agrotóxicos para os quais já estão disponíveis anticorpos específicos. Contudo, tais métodos imunológicos apresentam, sem dúvida, uma grande possibilidade de desenvolvimento a médio prazo.

UM EXEMPLO DE TESTE PARA O MONITORAMENTO DE AGROTÓXICOS EM ÁGUA

Breve histórico

A partir de 1980, foi desenvolvido um projeto, estabelecido entre a Feema e a Uerj, com apoio financeiro do extinto BNH, intitulado "Biodetecção de Tóxicos em Sistemas de Captação de Águas Fluviais para Abastecimento Público". Foi, então, equacionada, testada, adaptada e padronizada a técnica enzimática para a detecção, na água, de agrotóxicos organosforados e carbamatos com a enzima acetilcolinesterase extraída do cérebro de ratos. Tal metodologia apresentou toda a potencialidade para atingir os objetivos desejados.

Iniciando-se em 1992, em convênio com a Universidade da Califórnia, sob os auspícios da Mac Arthur Foundation, a metodologia enzimática para água passou a ser usada pelo Servicio de Salud San Felipe Los Andes, no Vale do Aconcágua, no Chile, uma das regiões chilenas de maior produção de frutas de exportação. Em virtude do interesse despertado pelo trabalho, obteve-se apoio do próprio convênio com a Universidade da Califórnia – Fundação Mac Arthur para adaptação da metodologia ao uso em frutas e em outros produtos agrícolas.

No Brasil, em 1998, por solicitação da Comissão de Meio Ambiente da Assembléia Legislativa do Rio de Janeiro (Alerj), foram feitas análises de produtos agrícolas comercializados pela Ceasa-RJ. A metodologia foi também usada, em 2002, como triagem prévia para análise cromatográfica (HPLC) em mais de 900 amostras de 37 produtos agrícolas distribuídos pela Ceasa-RJ, em cumprimento a um convênio estabelecido com a Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Estado do Rio de Janeiro (Semads).

Durante esse período, as bases metodológicas foram amplamente discutidas em congressos e conferências especializados, no Brasil e no exterior, em teses de doutorado e mestrado, bem como em trabalhos publicados em revistas científicas internacionais.

Fundamentos e propriedades da metodologia

As principais propriedades da preparação de acetilcolinesterase de cérebro de ratos usada com esta finalidade são: 1) a enzima é diretamente inibida por agrotóxicos oxofosfatos e carbamatos; 2) a preparação é capaz de ativar, após simples incubação, os tionofosfatos (fosforados mais freqüentemente usados na agricultura). Tais agrotóxicos, que são fracos inibidores da colinesterase, precisam ser ativados a seus oxofosfatos após penetração no organismo, através, principalmente, do sistema de oxidases mistas (dependentes de citocromo P450), encontrado no fígado e em outros órgãos de mamíferos e de outros animais. A propriedade 'ativadora' da preparação enzimática de cérebro de ratos, ao contrário do que se constata quanto ao sistema de oxidases mistas, é extremamente estável e independente de mecanismos oxidativos.

Os fundamentos básicos que possibilitaram o desenvolvimento desta metodologia encontram-se em publicação de nosso laboratório (Cunha Bastos et al., 1991). Os aspectos da ativação de tionofosfatos por preparação de cérebro de ratos, importantes para a eficiência da técnica, são avaliados em outra publicação nossa (Lima et al., 1996).

É importante enfatizar que, nesta técnica, seja qual for o agrotóxico inibidor presente, o resultado é expresso em equivalentes de metil paration (fosforado escolhido como referência), o que atende à legislação brasileira, que define a qualidade da água conforme seus diversos usos. Assim, apenas é necessário construir uma curva padrão de inibição por metil paration, sendo os resultados de inibição de amostras desconhecidas interpolados nesta curva e expressos em ppm ou ppb de equivalentes de metil paration. Atualmente, o teste é baseado em kit de dosagem colorimétrica que contém a preparação enzimática padronizada, o substrato e o reagente da cor.

Especificidade do teste

É extremamente improvável, especialmente após o processo extrativo das amostras, encontrar interferentes que não sejam inibidores específicos da acetilcolinesterase.

Considerando-se situações especiais, é preciso alertar que existem compostos sintéticos extremamente tóxicos, usados como gases de guerra (‘gases dos nervos’), como o DIFP, o sarin, o tabun, o soman e o VX, cujos mecanismos de ação são os mesmos (inibidores potentes de acetilcolinesterase). Existem relatos de seu uso não só em conflitos recentes, mas também em atentados terroristas. Na realidade, o desenvolvimento da síntese de agrotóxicos organofosforados baseou-se, exatamente, naqueles compostos. Note-se, também, que existem alguns organofosforados naturais, estruturalmente similares a agrotóxicos, que são toxinas produzidas por algumas bactérias e algas (algas azuis). Por outro lado, existem substâncias naturais produzidas por certos vegetais, que, de fato, serviram como modelo para a síntese de agrotóxicos da classe dos carbamatos. Como exemplo, a fisostigmina, extraída do feijão calabar (*Physostigma venenosum*).

Etapas da metodologia

Extração para amostras de água

Considerando o nível de detecção de 10 ppb em equivalentes de paration (limite de tolerância para organofosforados e carbamatos totais para águas de abastecimento público – Resolução Conama 20 de 1986), são necessárias a extração e concentração da amostra. Qualquer método clássico de extração com solventes orgânicos (para multirresíduos) pode ser aplicável. A seguir, estão descritos dois métodos de extração exaustivamente testados e que apresentam boa recuperação de grande número de fosforados e carbamatos:

1) Método de acetato de etila – sulfato de sódio

É um método para extração de multirresíduos usado em monitoramento de alimentos na Suécia desde 1989 e que em nossas mãos mos-

trou uma boa recuperação de fosforados e carbamatos em geral, inclusive daqueles mais polares, como o metamidofós, muito empregado na agricultura e que não é eficientemente recuperado pelo processo clássico de extração por acetona.

Etapas:

- Em tubo de ensaio de vidro com tampa esmerilhada (ou de material plástico resistente a solventes) com capacidade de 40-50 ml, colocar 7 ml de amostra a testar ou 7 ml de água destilada (controle) ou 7 ml de solução padrão (em água) de concentração adequada de metil paration (ver preparação de padrões de metil paration adiante).
- Adicionar, aproximadamente, 6 g de sulfato de sódio e agitar bem por dois minutos. A seguir, juntar 14 ml de acetato de etila (grau HPLC ou superior). É necessário que este solvente seja de alta pureza.
- Fechar o tubo e agitar fortemente à mão ou em agitador de tubos do tipo Vortex durante pelo menos um minuto. Colocar em repouso e esperar a separação das fases.
- Coletar exatamente 10 ml da fase superior (acetato de etila), que corresponde ao extrato de 5 ml de amostra, em tubos de ensaio com capacidade de pelo menos 20 ml e evaporá-la completamente em corrente de ar ou nitrogênio, em banho-maria. Embora para a maioria dos agrotóxicos destas classes a temperatura do banho possa ser elevada até 50-56ºC sem problemas, para uma boa recuperação do metamidofós é necessário bastante cuidado, mantendo temperaturas nunca superiores a 40ºC. Nunca exponha desnecessariamente o resíduo a temperaturas superiores à ambiente. Para ótimos resultados, completar o processo de evaporação à temperatura ambiente, em corrente de ar ou nitrogênio.

2) Método do diclorometano

É um processo extremamente eficiente na extração de todos os fosforados e carbamatos, menos daqueles muito polares (metamidofós, acefato).

Etapas:

- Em tubo de ensaio (do tipo citado anteriormente), colocar 10 ml de amostra desconhecida de água, água controle ou padrão adequado de metil paration e acrescentar 10 ml de diclorometano (P.A.). Agitar bem (como descrição anterior) e esperar a separação de fases.
- Tomar alíquota de 5 ml da fase diclorometano (inferior), que corresponde ao extrato de 5 ml de amostra. Evaporar completamente o solvente em corrente de ar ou nitrogênio em banho-maria a até 56°C.

3) Método misto

Se for de interesse, pode-se iniciar a extração pelo diclorometano. Da fase aquosa formada nesta etapa, tomar 7 ml e extrair pelo processo acetato de etila – sulfato de sódio. Dessa forma, pode-se identificar, separadamente, a presença daqueles fosforados mais polares, como o metamidofós (freqüentemente usado na agricultura).

Extração para amostras de alimentos

O método mais indicado é o da extração por diclorometano, pois permitirá a separação dos agrotóxicos em seis grupos diferentes, como mostrado adiante.

- Homogeneizar a amostra (500 g a 1.000 g) em sua própria água, preferencialmente em multiprocessador de alimentos (normalmente usados em culinária). Ajustar o pH a aproximadamente 7,3-7,5 com NaOH ou HCl diluídos, conforme o caso.
- Tomar alíquota de 5 g do homogeneizado em tubos fechados de cerca de 20 ml de capacidade e adicionar 0,05 ml do detergente Triton X-100®.
- Adicionar 5 ml de diclorometano, agitar fortemente por pelo menos dois minutos e centrifugar a cerca de 2.000 rpm por dez minutos, para a perfeita separação das fases;
- Coletar 2 ml da fase diclorometano (inferior) em pequenos tubos de ensaio e, pelo menos, 1 ml da fase aquosa (superior) em

outros tubos (para avaliação de organofosforados e carbamatos hidrofílicos).

- Evaporar o diclorometano como descrito anteriormente.

Dosagem enzimática por método colorimétrico

A técnica apresentada é uma modificação do método colorimétrico clássico de Ellman:

- Aos tubos que contêm os resíduos de evaporação do solvente (acetato de etila ou diclorometano), correspondendo a 5 ml de amostra inicial de água, adicionar 0,25 ml da preparação enzimática convenientemente diluída (conforme indicado no rótulo do frasco de preparação enzimática).
- Para resíduos de extratos de diclorometano de alimentos (que correspondem a 2 g de amostra inicial), adicionar 0,5 ml de solução de Triton X-100 a 4% e agitar bem. Filtrar em seringa de 1 a 3 ml de capacidade através de camada de lã de vidro. Tomar 0,25 ml do filtrado (correspondendo a 1 g de amostra inicial) e adicionar 0,25 ml da preparação enzimática diluída conforme já mencionado.
- Para extratos aquosos de alimentos, tomar 0,5 ml da fase aquosa e adicionar 0,5 ml de preparação enzimática (a mesma diluição referida). Se necessário, fazer extração prévia com acetato de etila, como descrito anteriormente (método misto de extração).
- Agitar fortemente. A preparação enzimática já contém tampão para manutenção do pH ótimo e o detergente não iônico Triton X-100 em proporções adequadas para manter solubilizado o resíduo de agrotóxico presente.
- Incubar durante 120 minutos a 37°C. Esta incubação permite a ativação completa de quaisquer tionofosforados, transformando-os em potentes inibidores da acetilcolinesterase. Para carbamatos, a inibição completa da enzima se dá num período de incubação de apenas 30 minutos. Dessa forma, para efeito de identificação de grupos de agrotóxicos, podem-se fazer incubações da mesma amostra em 30 e 120 minutos.

- Tomar em tubo de ensaio com capacidade de 5 ml exatamente 50 µl da preparação incubada.
- Adicionar 0,5 ml da solução do reagente de cor ditionitrobenzoato (DTNB).
- Adicionar, a seguir, 0,5 ml de solução do substrato da enzima (acetiltiocolina). Imediatamente, misturar e transferir para cubeta ou tubo de espectrofotômetro ou fotocolorímetro. Colocar a cubeta no aparelho e zerar a absorvância (a 412 nm) contra um 'branco' de água destilada. Medir o acréscimo de absorvância (densidade ótica) a cada minuto, durante, pelo menos, três minutos. Usar um cronômetro se o aparelho não dispuser de um módulo cinético automático. O acréscimo da absorvância deve ser linear em função do tempo. Calcular a média de acréscimo de absorvância por minuto. Este valor determinado para o controle (extrato de água destilada) corresponderá a 100% da atividade enzimática. Determina-se este mesmo acréscimo para as amostras desconhecidas ou padrões adequados de metil paration, calculando-se facilmente a percentagem de inibição de cada amostra ou padrão em relação ao controle. Interpolar os resultados de percentagem de inibição das amostras na curva padrão de metil paration (Figuras 2 e 3) e expressar os resultados em ppb ou ppm de equivalentes em metil paration, conforme o caso. Para fins práticos de rotina, é necessário fazer apenas um padrão correspondente a 10 ppb de metil paration (para amostras de água), pois este é o limite que deve definir se a amostra está dentro ou fora das especificações. Estes padrões devem ser extraídos da mesma forma que as amostras de água. Para alimentos, quer para extratos de diclorometano ou fase aquosa, fazer padrões de 0,1 e/ou 0,2 ppm. Os padrões devem ser extraídos simultaneamente com as amostras no caso da fase diclorometano de alimentos (3 ml da solução padrão com 3 ml de diclorometano, tomando-se 1 ml da fase diclorometano para evaporação). No caso da fase aquosa de alimentos, tomar diretamente 0,5 ml do padrão adequado (0,1-0,2 ppm).

Material necessário

Além da vidraria já indicada, os seguintes equipamentos são necessários:

- Pequena bomba de ar ou cilindro de ar comprimido ou nitrogênio (para evaporação do solvente);
- Agitador de tubos (opcional);
- Banho-maria termostatizado (temperatura de trabalho entre 37-56°C);
- Espectrofotômetro ou fotocolorímetro (comprimento de onda usado: 410-412 nm);
- Cronômetro, caso o aparelho acima não disponha de módulo cinético.

Composição do kit

- Frasco com preparação de acetilcolinesterase, contendo tampão, detergente e conservante. Liofilizado. Suspender em volume de água destilada, como indicado no rótulo;
- Frasco com reagente de cor tamponado;
- Frasco com substrato (dessecado, sob vácuo ou atmosfera de nitrogênio). Dissolver no volume de água destilada indicado no rótulo.

Notas:

1) a enzima é preparada por extração com Triton X-100 do sedimento após centrifugação de homogeneizados de cérebro de ratos;
2) após suspensão da enzima, tomar alíquotas em frascos separados e guardar em *freezer*. Descongelar à medida das necessidades. A validade da enzima liofilizada é superior a seis meses e, após suspensão, por pelo menos quatro meses (sob refrigeração);
3) o substrato deve ser guardado em *freezer*. Após dissolução, aliquotá-lo e mantê-lo congelado, descongelando apenas as alíquotas para uso imediato. A vida útil do substrato suspenso e congelado é de cerca de quatro meses;

4) o reativo de cor é estável à temperatura ambiente. A durabilidade é indefinida.

Figura 2 – Curva padrão de metilparation para amostras de água

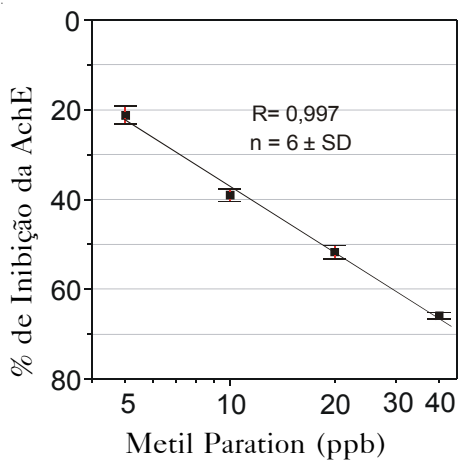
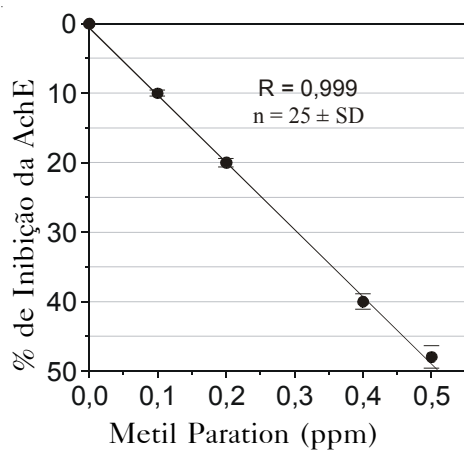



Figura 3 – Curva padrão de metilparation para amostras de alimentos

Divisão de fosforados e carbamatos em grupos com emprego do método enzimático

Utilizando-se ainda o teste enzimático, a quase totalidade dos fosforados e carbamatos registrados para uso em agropecuária pode ser dividida em cinco grupos, com base em três parâmetros simples: extração por diclorometano, sensibilidade à hidrólise alcalina e necessidade de ativação (inibidores diretos ou não da colinesterase), como mostrado na Figura 4. Três deles podem, na realidade, ser identificados diretamente: o metamidofós, o acefato e o pirimicarb. Este procedimento pode facilitar enormemente a identificação cromatográfica do agrotóxico contaminante.

Figura 4 – Divisão de organofosforados e carbamatos em cinco diferentes grupos, baseada em propriedades de solubilidade, necessidade de ativação e sensibilidade à hidrólise alcalina

Características da metodologia

A seguir, estão relacionadas características importantes da resposta do *kit* enzimático quando utilizado dentro das condições de extração e dosagem definidas nos itens anteriores.

Curvas de inibição do kit de acetilcolinesterase para diversos organofosforados e carbamatos importantes

A Figura 5 mostra as curvas de inibição dos diversos agrotóxicos, quer seja usada a fase diclorometano ou a aquosa, após adição de concentrações conhecidas do agrotóxico a testar a homogeneizados de frutas e hortaliças isentos de contaminação prévia, bem como as concentrações que inibem 20% a preparação da enzima, sempre nas condições metodológicas de rotina. Como é usada uma preparação enzimática padronizada para o metil paration, a concentração de qualquer agrotóxico organofosforado ou carbamato (dentre os testados) que contamina uma amostra pode, inclusive, ser calculada com razoável precisão, desde que o resultado seja obtido em equivalentes de metil paration para amostra e desde que o composto contaminante seja identificado. Para isto, pode-se aplicar a seguinte fórmula, construída a partir dos dados mostrados na Figura 5:

$$Cx = 10^{(Bp \times \log Ep + Ap - Ax) / Bx}$$

onde:

Cx = concentração em ppm do agrotóxico X ; Bp = coeficiente angular da reta padrão de metil paration; Bx = coeficiente angular da reta do agrotóxico X; Ap = afastamento da reta padrão de metil paration; Ax = afastamento da reta do agrotóxico X; Ep = equivalentes em metil paration (em ppm).

Os valores obtidos para os coeficientes angulares (B) e afastamentos (A) das retas correspondentes aos diversos organofosforados e carbamatos testados estão relacionados na Tabela 1.

Figura 5 – Curvas de inibição do kit de acetilcolinesterase (AChE) por diversos organofosforados e carbamatos

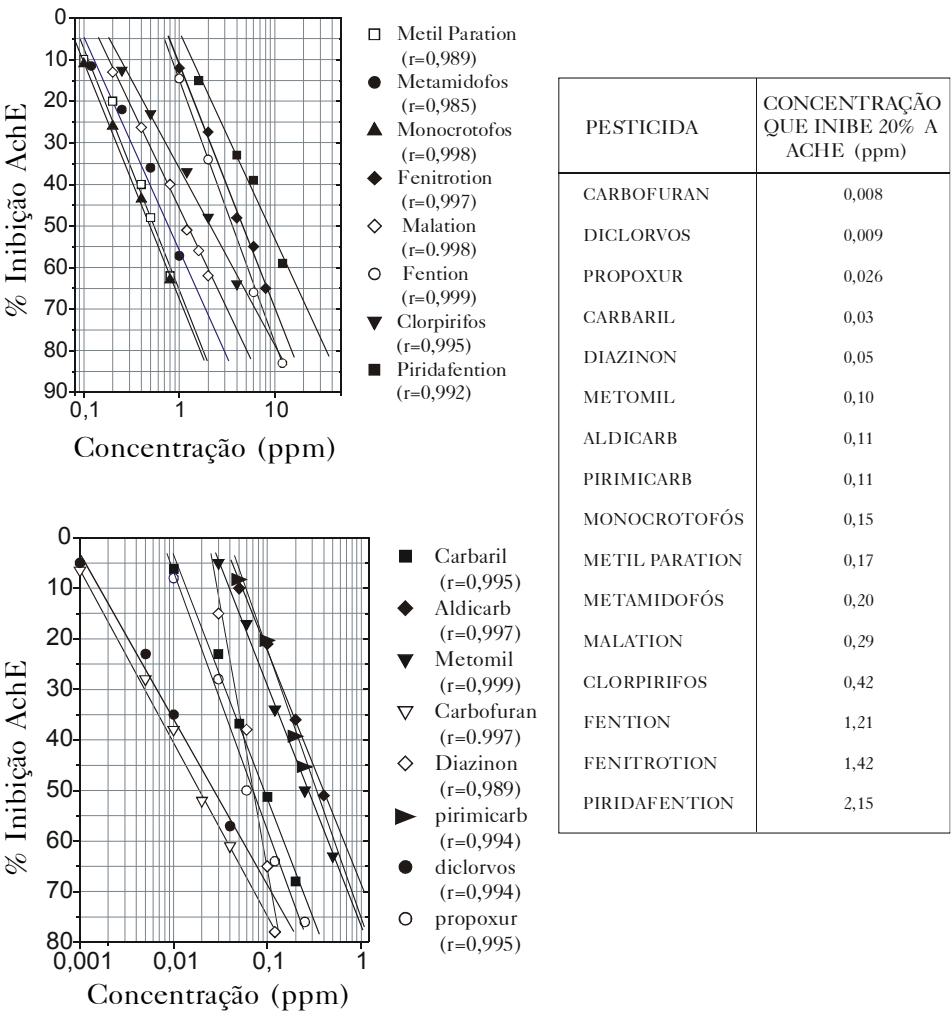
PESTICIDA	CONCENTRAÇÃO QUE INIBE 20% A ACHE (ppm)
CARBOFURAN	0,008
DICLORVOS	0,009
PROPOXUR	0,026
CARBARIL	0,03
DIAZINON	0,05
METOMIL	0,10
ALDICARB	0,11
PIRIMICARB	0,11
MONOCROTOFÓS	0,15
METIL PARATION	0,17
METAMIDOFÓS	0,20
MALATION	0,29
CLORPIRIFOS	0,42
FENTION	1,21
FENITROTION	1,42
PIRIDAFENTION	2,15

Obs: Cada ponto representa a média de, pelo menos, quatro diferentes determinações. O maior coeficiente de variação obtido foi de 12%. Com exceção do fosforado metamidofós, testado diretamente na fase aquosa, os demais foram determinados na fase de diclorometano, conforme metodologias descritas no texto.

Tabela 1 – Parâmetros das curvas de inibição do *kit* de acetilcolinesterase por diversos organofosforados e carbamatos

Agrotóxico	A*	B*
Carbofuran	108,9	34,53
Carbaril	99,74	48,04
Aldicarb	63,61	44,8
Metomil	78,24	48,64
Diazinon	169,37	103,2
Metil paration	65,28	58,68
Metamidofós	54,12	49,22
Monocrotofos	67,53	57,67
Malation	46,36	49,02
Fenitrotion	11,3	58,42
Fention	14,81	64,06
Clorpirifos	36,23	42,29
Piridafention	3,71	49,24
Pirimicarb	76,31	53,65
Diclorvos	100,85	32,58
Propoxur	108,5	50,5

* A – afastamento; B – coeficiente angular das retas mostradas na Figura 5.

Análises enzimáticas pareadas à cromatografia

Para comparar o método enzimático com um método cromatográfico, foram adicionadas, a homogeneizados de frutas e hortaliças previamente testados quanto à inexistência de inibidores da colinesterase, diversas preparações comerciais de organofosforados ou carbamatos em várias diluições. Os extratos foram analisados por meio do *kit* enzimático, e as concentrações dos agrotóxicos testados foram calculadas com base nas respectivas curvas de inibição padrão. Na análise por cromatografia de alta performance (HPLC), foram usados padrões internos. Para isto, foram adicionadas, a alíquotas dos mesmos homogeneizados já fortificados, concentrações conhecidas de padrões cromatográficos de organofosforados ou carbamatos cujas características de solubilidade eram similares às dos que estavam em estudo. Após a extração, o resíduo de 10 ml da fase de diclorometano foi suspenso em 1,0 ml de acetonitrila:água (3:1) e centrifugado para remoção do material insolúvel. Uma alíquota

deste sobrenadante foi injetada em coluna C-18 (250 x 4,6 mm, 5 μm) acoplada a aparelho Varian, e as proporções dos componentes da fase móvel (acetonitrila:água), quer em sistema isocrático quer em gradiente, foram escolhidas de acordo com as características dos compostos a serem separados. A detecção foi feita em ultravioleta a 222 nm. Para os cálculos, usou-se o programa ProStar Varian, sendo feitas as devidas correções para os diferentes coeficientes de extinção molar, neste comprimento de onda, dos compostos em questão. A Tabela 2 mostra a comparação das metodologias para alguns organofosforados e carbamatos importantes, indicando a coerência dos resultados encontrados pelas duas técnicas.

Tabela 2 – Comparação das metodologias enzimática e cromatográfica na análise de contaminação de homogeneizados de hortaliças e frutas por organofosforados e carbamatos

Nº da Amostra	Produto comercial*	Princípio Ativo	Método Enzimático** (ppm)	Método Cromato-Gráfico** (ppm)
1	Folidol	Metil paration	27,5	28,7
2	Folidol	Metil paration	0,56	0,53
3	Sumithion	Fenitrotion	1,6	1,4
4	Malatol	Malation	8,5	7,9
5	Sevin	Carbaril	0,22	0,19
6	Sevin	Carbaril	9,3	9,8
7	Furadan	Carbofuran	0,11	0,13
8	Pirimor	Pirimicarb	2,2	2,0
9	Lannate	Metomil	0,33	0,37

* Foram usadas diluições destes produtos comerciais para contaminar os homogeneizados de hortaliças e frutas. Os detalhes técnicos estão descritos no texto.

** Os resultados são médias de experimentos em duplicata.

UM MODELO DE MONITORAMENTO COM USO DO TESTE ENZIMÁTICO NA TRIAGEM PRÉVIA DAS AMOSTRAS

Resumem-se, aqui, as estratégias usadas e os resultados obtidos no monitoramento da contaminação de hortaliças e frutas comercializadas pela Ceasa, na cidade do Rio de Janeiro, em 2001, por resíduos de agrotóxicos organofosforados e carbamatos. Este projeto, denominado 'Avaliação de Resíduos de Agrotóxicos em Olerícolas Consumidas pela

População do Estado do Rio de Janeiro', teve suporte financeiro da Fundação Estadual de Controle Ambiental (Fecam), sendo objeto de convênio entre a Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Estado do Rio de Janeiro (Semads) e a Universidade do Estado do Rio de Janeiro (Uerj). Sua execução coube ao Laboratório de Toxicologia Enzimática – Enzitox – do Departamento de Biologia Celular e Genética do Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes (Ibrag) da Uerj.

Metodologias e estratégias utilizadas

Kit enzimático de acetilcolinesterase

A técnica utilizada foi a anteriormente descrita para análises de alimentos, sendo os contaminantes porventura encontrados subdivididos em grupos de acordo com as propriedades de solubilidade, ativação e sensibilidade à alcalinidade, no intuito de facilitar o trabalho cromatográfico posterior.

Método cromatográfico – cromatografia líquida de alta performance (HPLC)

A extração de homogeneizados de amostras previamente selecionados pelo *kit* de acetilcolinesterase foi feita de modo semelhante ao usado para o teste enzimático. Devido, porém, à necessidade de maior concentração dos resíduos no extrato final, usou-se uma quantidade maior de homogeneizado (30 g), sendo evaporadas alíquotas de 20 ml do extrato de diclorometano. Alíquotas do mesmo homogeneizado eram também fortificadas, antes da extração, com concentrações conhecidas de padrões dos prováveis organofosforados ou carbamatos que poderiam ser encontrados, de acordo com a catalogação prévia feita por teste enzimático.

Caso, no teste enzimático, o agrotóxico fosse encontrado apenas na fase aquosa (o que ocorre com o fosforado metamidofós), 20 ml desta fase eram extraídos por acetato de etila – sulfato de sódio, conforme anteriormente descrito para amostras de água. Alíquotas iguais do mes-

mo homogeneizado eram também fortificadas por concentrações conhecidas do mesmo agrotóxico.

Os padrões cromatográficos de agrotóxicos organofosforados e carbamatos utilizados durante este estudo foram os de: aldicarb, carbaril, carbofuran, diazinon, diclorvos, dimetoato, etion, fenitrotion, fention, forato, malation, metamidofós, metil paration, metomil, monocrotofos, propoxur, pirimicarb, triclorfon. No entanto, nem todos estavam disponíveis durante todo o período do projeto.

Para clarificação do extrato de diclorometano, o resíduo, após evaporação do solvente, era dissolvido em 0,75 ml de acetonitrila, sendo, a seguir, adicionado 0,25 ml de água. O extrato era transferido para tubo Eppendorf, e o sedimento formado removido por centrifugação a 5.000x g, por dez minutos. Após filtragem do sobrenadante em poro de 45 µ, alíquotas de 25 µl eram injetadas na coluna.

Para a fase aquosa, após extração com acetato de etila – sulfato de sódio, o resíduo de evaporação do solvente era redissolvido em 1 ml de acetonitrila:água (1:1), filtrado em 45 µ, e injetado na coluna (25 µl).

Foram usadas colunas C-18 (Varian 250 x 4,6 mm, 5 µm) acopladas a aparelho Varian composto por duas bombas e detector de UV, ajustado no comprimento de onda de 222 nm. Os sinais do detector foram transmitidos a um computador Pentium 3, sendo os cromatogramas processados pelo programa ProStar Varian. A fase móvel, acetonitrila:água em diversas proporções, foi usada em sistema isocrático ou em gradiente, sendo o sistema escolhido de acordo com as características dos compostos presumidamente presentes. O fluxo foi de 0,5 a 1,5 ml/min e o tempo de corrida variável, conforme o caso. O cálculo das concentrações do agrotóxico em uma amostra foi feito por comparação da área do pico do agrotóxico em extrato de homogeneizado sem fortificação com a área do pico do extrato deste mesmo homogeneizado previamente fortificado com concentração conhecida do agrotóxico.

Coleta e tratamento geral das amostras de hortaliças e frutas

Foram coletados cerca de 1,0-1,5 kg de cada produto, apanhados aleatoriamente nas bancadas da Ceasa-RJ ou em caminhões que continham ou desembarcavam produtos de uma mesma origem (estando iden-

tificados estado e município). Caso fossem de grande porte, como melancia, abóbora etc., eram coletados de três a quatro exemplares. As estratégias referentes a número de amostras, freqüência de coletas, produtos escolhidos e suas origens foram traçadas de acordo com dados de produção e comercialização levantados junto à Emater e à Ceasa-RJ.

Transportado para o laboratório em sacos plásticos, o material era imediatamente homogeneizado em processador de alimentos e/ou liquidificador de alta rotação. A análise destes homogeneizados pelo *kit* enzimático era feita no mesmo dia da coleta.

Neste projeto, estabeleceu-se que apenas as amostras que, após análise pelo *kit* enzimático, apresentassem resíduos de organofosforados e carbamatos totais superiores a 0,2 ppm em equivalentes de metil paration seriam processadas para identificação e quantificação do(s) agrotóxicos(s) presente(s) por cromatografia, caso possível. Dessa forma, as amostras selecionadas eram catalogadas, ainda pelo teste enzimático, em grupos de prováveis agrotóxicos presentes, estando este resultado pronto no dia seguinte à coleta. Neste segundo dia, os homogeneizados correspondentes, guardados congelados desde o dia anterior, eram processados para a avaliação cromatográfica, estando prontos os extratos finais, que, guardados a -20ºC, eram analisados no prazo de até 10-12 dias, aproximadamente, por cromatografia líquida de alta performance.

Classificação das amostras quanto ao nível de contaminação

Entre dezembro de 2000 e novembro de 2001, foram analisadas 935 amostras de 37 diferentes produtos agrícolas comercializados pela Ceasa-RJ, sendo 50 em dezembro de 2000 e 50, 50, 62, 71, 77, 62, 114, 113, 105, 127 e 54, de janeiro a novembro de 2001, respectivamente.

As amostras foram selecionadas em dois grupos (quanto à contaminação por resíduos totais de organofosforados e carbamatos) pelo *screening* enzimático, tendo como limite divisório o valor de 0,2 ppm em equivalentes de metil paration, agrotóxico fosforado usado como referência, como descrito anteriormente. As amostras do grupo que continha resíduos superiores a 0,2 ppm em equivalentes de metil paration foram ava-

liadas por cromatografia. Dentro desta estratégia, os resultados finais de todas as análises puderam ser classificados em quatro grupos:

1) resíduos não detectados – amostras com ausência de contaminação pelo teste enzimático ou com presença de resíduos totais inferiores a 0,2 ppm em equivalentes de metil paration;
2) menores que o limite de tolerância – amostras que, após análise cromatográfica, apresentaram níveis de contaminação abaixo dos preconizados como limites máximos aceitáveis pela legislação (Agrofit – Ministério da Agricultura) para cada agrotóxico e para cada tipo de cultura;
3) maiores que o limite de tolerância – amostras que, após análise cromatográfica, apresentaram níveis de contaminação superior aos preconizados como aceitáveis pela legislação (Agrofit – Ministério da Agricultura);
4) resíduos não identificados – após análise cromatográfica de amostras positivas no teste enzimático, o agrotóxico presente não foi identificado, possivelmente porque não estavam disponíveis todos os padrões cromatográficos de organofosforados e carbamatos necessários.[1]

Resultados

Produtos comercializados pela Ceasa-RJ que não apresentaram contaminação detectável por organofosforados e carbamatos durante todo o período de estudo (dezembro de 2000 – novembro de 2001)

A Tabela 3 relaciona os produtos que não apresentaram resíduos detectáveis de organofosforados e carbamatos, considerando-se o nível de detecção estabelecido, em todas as amostras coletadas e analisadas durante o projeto. Vinte dos 37 produtos estudados (54%) se enquadra-

[1] Nos meses de dezembro de 2000 e janeiro de 2001, organizou-se o plano e a estrutura de coletas. A amostragem, nesses dois meses, teve um caráter puramente exploratório, não tendo sido possível, naquele momento, definir quer prioridades de coleta, quer os municípios de origem dos produtos. Por esse motivo, os resultados desse período não foram sempre computados no conjunto de dados.

ram nesta categoria. Estes produtos englobaram 301 das 935 amostras analisadas (32%) no período dezembro de 2000 – novembro de 2001.

Tabela 3 – Produtos da Ceasa-RJ que não apresentaram níveis detectáveis de resíduos de organofosforados e carbamatos nas amostras coletadas de dezembro de 2000 a novembro de 2001*

Produto	dez	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	Total
Abóbora	2	3	-	-	-	-	-	4	5	4	4	2	24
Aipim	-	-	-	-	-	-	-	5	4	-	-	-	9
Banana	-	-	4	-	-	-	-	-	1	3	4	2	14
Batata-doce	-	-	-	-	-	-	-	5	3	-	-	-	8
Caqui	2	3	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	10
Cenoura	3	-	4	-	-	-	-	5	4	4	4	2	26
Chuchu	1	1	-	5	-	-	-	5	4	3	4	2	25
Couve-flor	1	-	4	3	-	2	5	-	2	4	3	2	26
Figo	-	-	-	0	1	2	-	-	-	-	-	-	3
Inhame	2	3	-	-	-	-	-	5	3	-	-	-	13
Jiló	-	-	-	-	-	-	-	5	3	-	-	-	8
Laranja	5	6	-	-	-	-	4	-	4	4	5	2	29
Limão	3	1	-	1	-	1	-	-	1	4	4	2	17
Mamão	3	3	-	4	-	-	-	-	1	4	4	2	21
Manga	-	-	--	-	2	3	-	-	1	4	4	2	16
Melancia	3	3	4	-	-	-	-	-	1	3	3	2	19
Melão	-	-	-	-	-	-	-	2	3	-	-	-	5
Milho	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
Pepino	-	-	4	-	-	-	-	3	2	-	-	-	9
Quiabo	1	1	-	5	-	-	-	5	3	-	-	-	15
													Total 301

* Os valores indicam o número de amostras de cada produto analisadas por mês e no total do período.

Quadro geral dos níveis de contaminação por organofosforados e carbamatos das 835 amostras, englobando os 37 produtos da Ceasa-RJ estudados de fevereiro a novembro de 2001

A Figura 6 apresenta os resultados globais da distribuição, dentro da classificação antes mencionada, de todos os produtos, por mês. Em média, em todo o período, 26% das amostras dos 37 produtos apresentaram contaminação, sendo que cerca de 10% com concentrações de resíduos acima dos limites de tolerância admitidos pela legislação. Há um aumento da contaminação especialmente nos meses de maio e junho, nos

quais a percentagem de amostras contaminadas atingiu 35 e 50% do total, respectivamente, estando 16% (maio) e 22% (junho) das amostras acima do limite de tolerância.

Nas 217 amostras com resíduos detectáveis, os organofosforados mais freqüentemente encontrados foram: metamidofós (15,7%), metil paration (13%) e fenitrotion (4,6%). Em relação aos carbamatos, os principais foram: carbaril (17,5%), pirimicarb (16,5%) e carbofuran (1,8%). Os resíduos não puderam ser identificados em 13,4% das 217 amostras (3,5% do total de 835 amostras analisadas).

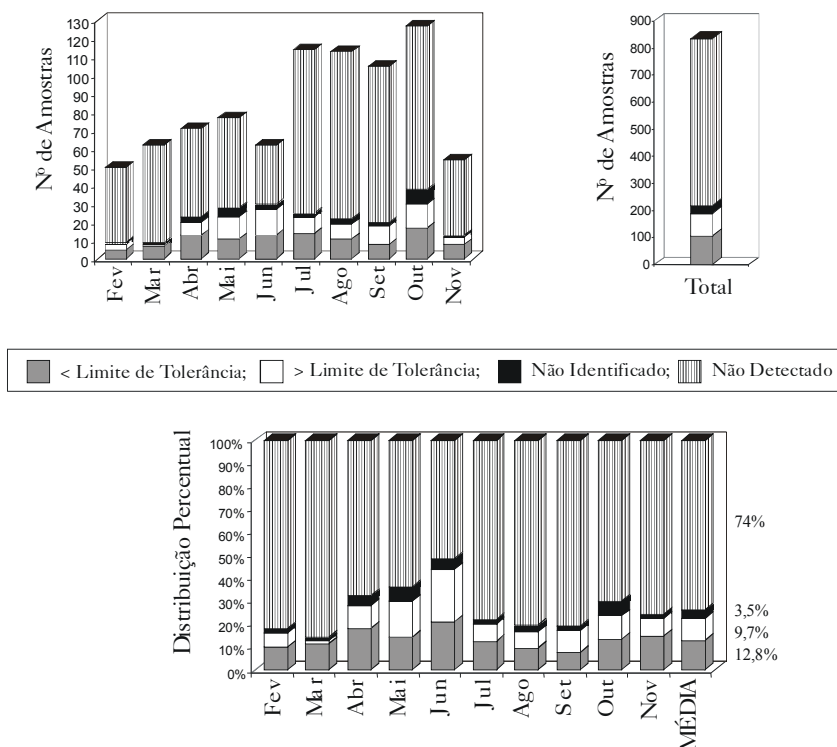
Níveis de contaminação por organofosforados e carbamatos em amostras da Ceasa-RJ por produto analisado de fevereiro a novembro de 2001

Dentre os 17 produtos que, em algum momento, apresentaram resíduos detectáveis, destacam-se: a salsa, com a média de 78% das amostras apresentando resíduos (42% do total acima da tolerância); o agrião, com 86% das amostras com resíduos (29% do total acima da tolerância). Segue-se a alface, com 45% (18% do total acima do limite), espinafre e couve (58% e 52% com resíduos, 13% e 11% acima da tolerância, respectivamente).

Dentre os tubérculos, a batata é um caso à parte. Em 46% das amostras foram detectados resíduos (27% do total acima do limite de tolerância, em alguns casos acima de 20 vezes). Das hortaliças-fruto, apenas o pimentão merece destaque, já que 35% das amostras apresentaram resíduos, sendo 10% acima da tolerância.

Em relação às frutas, destacam-se o abacaxi, o morango, a uva e a maçã, com 35%, 18%, 16% e 4% de amostras com resíduos acima do limite de tolerância, respectivamente.

Dentre os demais produtos, 5% das amostras de brócolis e 2,1% das de tomate apresentaram resíduos acima do limite, enquanto repolho, abobrinha, beringela e vagem apenas abaixo do limite (4%, 8%, 5% e 26% do total de amostras, respectivamente).

Figura 6 – Níveis de contaminação por organofosforados e carbamatos em 37 amostras coletadas na Ceasa/RJ

CONCLUSÕES

É de grande interesse prático o desenvolvimento de métodos alternativos de detecção de agrotóxicos no ambiente e em alimentos, desde que satisfaçam às exigências de sensibilidade, confiabilidade e reprodutibilidade e que, naturalmente, sejam de baixo custo e aplicáveis em pequenos laboratórios. Nesse sentido, exemplificou-se, no presente trabalho, a utilização de uma estratégia em que um método enzimático de detecção de agrotóxicos organofosforados e carbamatos pôde ser eficientemente empregado como precursor de método cromatográfico no monitoramento destes agrotóxicos nos principais produtos agrícolas comercializados no Rio de Janeiro. Os custos foram bastante reduzidos, já que em apenas 25% das amostras foi necessária a identificação cromatográfica do(s) resíduo(s) detectado(s).

Estes métodos, quando executados rotineiramente em pequenos laboratórios estrategicamente situados próximos a áreas cultivadas, seriam de extrema eficácia para equacionar uma série de problemas, tais como:

1) avaliar, com continuidade, produtos agrícolas colhidos e prontos para a comercialização;
2) verificar se a aplicação de agrotóxicos e/ou os períodos de carência usados estão adequados, considerando as peculiaridades locais e as variações das condições climáticas;
3) monitorar a contaminação de cursos d'água, lagoas e lençóis freáticos adjacentes, bem como a água utilizada para abastecimento público;
4) avaliar a contaminação do solo;
5) dar subsídios e verificar a eficácia de ações corretivas tomadas.

Quanto aos aspectos legais, é preciso notar que a legislação brasileira já abrange o método enzimático para organofosforados e carbamatos desde 1986 (Resolução Conama nº 20, que define classes de água, estabelecendo, conforme o uso da água, limites de 10 a 100 ppb em equivalentes de paration para organofosforados e carbamatos totais). Mais recentemente, a Portaria nº 1.469, de 29 de dezembro de 2000, do Ministério da Saúde também recomenda o teste da acetilcolinesterase como um dentre os que compõem as normas de controle e vigilância da água para consumo humano.

Ao considerarmos um teste enzimático com tal finalidade, porém, é preciso frisar que sejam bem definidas e padronizadas todas as condições e observadas as características cinéticas da enzima. Uma simples alteração na concentração da enzima pode fornecer resposta diferente a um mesmo inibidor. Uma forma de resolver este problema e, assim, permitir o uso de enzimas de diferentes fontes em diferentes condições, é padronizar a resposta enzimática a um inibidor escolhido como referência. No caso do *kit* de acetilcolinesterase detalhado neste trabalho, foi escolhido o organofosforado metil paration como agrotóxico de referência pelas seguintes razões:

1) é um tionofosforado altamente tóxico usado na agricultura (classe toxicológica I), que necessita de 'ativação' para ser um potente inibidor da acetilcolinesterase, o que testa a sensibilidade da preparação enzimática a tais compostos;

2) está disponível uma técnica colorimétrica bastante simples e precisa de dosagem de metil paration a partir de preparações comerciais, baseada na medida do produto colorido formado (p-nitrofenol) após hidrólise alcalina. Isto permite a preparação precisa de soluções padrão de metil paration para a construção de curvas de inibição da ACE;
3) já existe na legislação brasileira (Resolução Conama nº 20, de 18 de junho de 1986) a referência a limites máximos em água de organofosforados e carbamatos totais expressos em equivalentes de paration.

Por fim, acreditamos que o desenvolvimento de técnicas similares que englobem outras classes de agrotóxicos e outros xenobióticos permitiria a montagem de eficientes, abrangentes e exeqüíveis sistemas de monitoramento do ambiente e de alimentos quanto à presença destes tóxicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BURONFOSSE, T. & BURONFOSSE, F. Intoxications des carnivores domestiques par les inhibiteurs des cholinestérases. *Recueil de Médicine Vétérinaire: spécial toxicologie des carnivores domestiques*, 135-141, 1995.

CUNHA BASTOS, V. L. F. et al. Brain acethylcholinesterase as an 'in vitro' detector of organophosphorus and carbamate insecticides in water. *Water Research*, 25(7): 835-840, 1991.

ELLIS, R. L. Changing pesticide technology in meat and poultry products. *J Assoc Off Anal Chem*, 72, 521-524, 1989.

FERRER, A. & CABRAL, R. Recent epidemics of poisoning by pesticides. *Toxicology Letters*, 82/83: 55-63, 1995.

FONT,G. et al. Solid-phase extraction in multi-residue pesticide analysis of water. *J of Chromat*, 642: 135-161, 1993.

HENAO, S. H. & COREY, G. O. *Plaguicidas organofosforados y carbamato*s. México: Centro Panamericano de Ecologia Humana y Salud/Opas/OMS, 1986. (Serie Vigilancia 2).

JACKSON, E. R. High pressure and gas-liquid chromatographic methods for the determination of parathion in formulations: colaborative study. J *Assoc Of Anal Chem*, 61 (3): 495-499, 1978.

JEFFERY, G. H. et al. *Análise Química Quantitativa*. 5.ed. São Paulo: LTC, 1992.

KLAASSEN, C. D. (Ed.) *Casarett and Doull's Toxicology: the basic science of poisons*. 6.ed. EUA: McGraw-Hill, 2001.

KUMARAN S. & TRAN-MINH C. Insecticide determination with enzyme electrodes using different enzyme immobilization techniques. *Electroanalysis*, 4: 949-954, 1992.

LACORTE, S.; MOLINA, C. & BARCELÓ, D. Screening of organophosphorus pesticides in environmental matrices by various gas chromatographic techniques. *Anal Chim Acta*, 281: 71-84, 1993.

LA ROSA, C. et al. Determination of organophosphorus and carbamic pesticides with na acethylcolinesterase amperometric biosensor using 4-aminophenyl acetate as substrate. *Anal Chim Acta*, 295: 273-282, 1994.

LEHOTAY, S. J. et al. Development of a sample preparation technique for supercritical fluid extraction for multiresidue analysis of pesticides in produce. *J AOAC International*, 78(3): 831-840, 1995.

LIMA, J. S. et al. Methyl parathion activation by a partially purified brain faction. *Toxicology Letters*, 87(1): 53-60, 1996.

PIMENTEL, D. Green revolution agricultural and chemical hazards. *The Science of the Total Environment*, 188 (Supl.1): S86-S98, 1996.

PYLYPIW JR., H. M. Rapid gas chromatographic method for the multiresidue screening of fruits and vegetables for organochlorine and organophosphate pesticides. *J AOAC International*, 76(6): 1369, 1993.

ROY, R. R.; WILSON, P. & LASKI, R. R. Monitoring of domestic and imported apples and rice by the U. S. Food and Drug Administration Pesticide Program. *J AOAC International*, 80(4): 883-894, 1997.

SMITH, K. W. et al. Cholinergic activity of selected methanesulfonate insecticides: a pharmacological profile. *Pest Sci*, 46: 247-253, 1996.

SMITH, R. M.; THOMAS, N. J. & HULSE, C. Application of brain cholinesterase reactivation to differentiate between organophosphorus and carbamate pesticide exposure in wild birds. *J Wildlife Diseases*, 31(2): 263-267, 1993.

TORRES, C. M.; PICÓ, Y. & MANES, J. Determination of pesticide residues in fruit and vegetables. *J of Chromat*, 754: 301-331, 1996.

VANDERLAAN, M.; WATKINS, B. E. & STANKER, L. Environmental monitoring by immunoassay. *Environ Sci Technol*, 22: 247-254, 1988.

VAN EMON, J. S. & MUMMA, R. O. (Eds.) *Immunochemicalmethods for Environmental Analysis*. Washington, D.C.: American Chemical Society, 1990. (ACS Symposium Series 443).

WALKER, C. H. et al. *Principles of Ecotoxicology*. Londres: Taylor & Francis, 1996.

WHO/UNEP (World Health Organization/United Nations Environment Programme). *Public health impact of pesticides used in agriculture*. Genebra: WHO/Unep, 1990.

10

POR UM GERENCIAMENTO DE RISCOS INTEGRADO E PARTICIPATIVO NA QUESTÃO DOS AGROTÓXICOS

Carlos Machado de Freitas
Illona Maria de Brito Sá

INTRODUÇÃO

O termo risco, que se conhece atualmente, surge com a constituição das sociedades modernas ocidentais. Desde sua origem até a atualidade traz consigo o pressuposto da possibilidade de prever determinadas situações ou eventos por meio do conhecimento – ou, pelo menos, possibilidade de conhecimento – dos parâmetros de uma distribuição de probabilidades de acontecimentos futuros, os quais podem ser computados através de expectativas matemáticas (Freitas et al., 1997).

O termo risco, como observa Giddens (2000), reflete a dinâmica de uma sociedade propensa à mudança, que deseja determinar seu próprio futuro ao invés de confiá-lo à religião, à tradição ou aos caprichos da natureza. Desde suas origens, o termo, que tem como sua antítese complementar o termo incerteza, pressupunha que seríamos capazes de regular o futuro, normatizá-lo e submetê-lo ao nosso domínio. Entretanto, nossas próprias tentativas de controlá-lo, que possuem por base uma crescente cientificação e tecnicização, têm, muitas vezes, não só sido insuficientes, mas apresentado efeitos colaterais que podem ter um horizonte temporal muitas vezes irreversíveis, de alcance universal em escala, tendo como característica alto grau de variabilidade e envolvendo diferentes valores e interesses em disputa, o que torna o risco de difícil gestão, significando ameaças não só às gerações presentes, mas também às futuras (Giddens, 2000).

Um exemplo foi o processo de modernização tecnológica iniciado na década de 50 com a chamada 'Revolução Verde', que modificou profundamente as atividades agrícolas, gerou mudanças ambientais, nas cargas de trabalho e nos seus efeitos sobre a saúde, deixando os trabalhadores rurais expostos a riscos diversificados e desconhecidos.

Dessas mudanças, o uso de agrotóxicos no combate às pragas determinou o maior número de riscos e incertezas relacionadas à qualidade de vida, mediante o uso descontrolado e crescente, embasado em um discurso sobre o crescimento populacional, a fome e a necessidade de rapidez dos resultados na produção em larga escala.

Fundamentalmente, nos campos da saúde do trabalhador e da saúde ambiental (exposto pelas vias ambiental, ocupacional e alimentar), a discussão sobre os agrotóxicos vem crescendo, fortificando-se não apenas em termos de segurança no trabalho no uso de equipamentos de proteção individual, mas na adoção de medidas de educação, proteção coletiva, fiscalização, implantação de alternativas, prevenção e gerenciamentos de riscos, obrigando-nos a refletir e a desenvolver estratégias que não só possam lidar com os riscos e as incertezas relacionadas ao problema, mas que também contribuam para uma sociedade democrática e sustentável.

HISTÓRICO, INSTITUCIONALIZAÇÃO E LIMITES DAS ABORDAGENS TRADICIONAIS DE AVALIAÇÃO E GERENCIAMENTO DE RISCOS

Um breve histórico do termo risco

O termo 'risco' surge com o próprio processo de constituição das sociedades contemporâneas a partir do fim do Renascimento e início das revoluções científicas, quando ocorreram intensas transformações sociais e culturais associadas ao forte impulso nas ciências e nas técnicas, às grandes navegações e à ampliação e fortalecimento do poder político e econômico de uma nascente burguesia. Deriva da palavra italiana riscare, cujo significado original era navegar entre rochedos perigosos, que foi incorporada ao vocabulário francês por volta do ano de 1660 (Rosa et al., 1995). O conceito de 'risco' que se conhece atualmente provém da teoria das probabilidades,

sistema axiomático oriundo da teoria dos jogos na França do século XVII (Douglas, 1987) e implica a consideração de previsibilidade de determinadas situações ou eventos por meio do conhecimento – ou, pelo menos, da possibilidade de conhecimento – dos parâmetros de uma distribuição de probabilidades de acontecimentos futuros através da computação das expectativas matemáticas (FGV, 1987).

Embora o conceito probabilístico de risco seja predominante na atualidade e associado ao potencial de perdas e danos e de magnitude das conseqüências, até o período anterior à Revolução Industrial o que dominava era sua compreensão como manifestação dos deuses. Da Antiguidade até meados do século XVIII, eventos, como incêndios, inundações, furacões, maremotos, terremotos, erupções vulcânicas, avalanches, fomes e epidemias, eram compreendidos como manifestações da providência divina, de modo que para revelá-los e prevê-los tornava-se necessário interpretar os sinais 'sagrados' (Theys, 1987).

O processo de laicização das situações e eventos considerados perigosos e sua transformação em 'riscos', implicando a previsibilidade a partir da probabilidade, ocorreu de modo mais sistemático somente a partir da Revolução Industrial, estando relacionado à filosofia iluminista, ao fim das epidemias de pestes e à conversão da ciência e da tecnologia como eixos de poderosas transformações na sociedade e na natureza. O 'medo' de a onipresente providência divina trazer mais uma catástrofe como castigo e da 'angústia' de uma ameaça imaginária e sem objeto foi lentamente sendo substituído.

Nesse processo, através do desenvolvimento científico e tecnológico e das conseqüentes transformações na sociedade, na natureza e na própria característica e dinâmica das situações e eventos perigosos, o homem passa a ser responsável pela geração e remediação de seus próprios males. O conceito de risco, tal como é predominantemente compreendido na atualidade, resulta desse processo, cabendo ao próprio homem a atribuição de desenvolver, por meio de metodologias baseadas na ciência e tecnologia, a capacidade de interpretá-lo e analisá-lo para um melhor controle e remediação.

A institucionalização da avaliação e do gerenciamento de riscos

Embora o termo risco tenha suas origens identificadas no século XVII, foram necessários três séculos para que ocorressem importantes transfor-

mações que contribuíram para o surgimento da avaliação e do gerenciamento de riscos como procedimentos científicos institucionalizados, como parte do modo contemporâneo de pensar e enfrentar os perigos (Covello & Mumpower, 1985). Estes procedimentos surgiram em um determinado período histórico, como resposta técnica a problemas simultaneamente sociais.

Se, por um lado, os avanços científicos e tecnológicos contribuíram para a redução da prevalência de determinadas doenças infecto-contagiosas; por outro, contribuíram para o surgimento e aumento de 'novos riscos', de origem tecnológica, envolvendo agentes radioativos, químicos e biológicos (nestes casos particularmente os associados à biotecnologia e à engenharia genética). São fundamentalmente diferentes, em termos de características e magnitude, dos encontrados no passado e atribuídos à natureza ou a Deus. Passaram a fazer parte do cotidiano de milhões de pessoas nos seus locais de habitação ou trabalho, na cadeia alimentar, no solo que pisam, no ar que respiram, nas águas que consomem, implicando mudanças nos modos predominantes de adoecer e morrer (Covello & Mumpower, 1985).

Foi somente a partir dos anos 70, quando se fortaleceram os movimentos sociais que lutavam pelas questões ambientais e pela melhoria da qualidade de vida, em paralelo com uma maior cobertura da imprensa, possível em parte pela massificação dos meios de comunicação, que se intensificou a ampliação e a democratização dos debates sobre as ameaças relacionadas aos produtos e processos industriais perigosos.

As permanentes discordâncias entre os especialistas acerca das conseqüências de muitos destes produtos e processos para a saúde dos trabalhadores e das populações expostas, para o meio ambiente e as gerações futuras não só passaram a revelar os limites e as incertezas do conhecimento científico sobre os diferentes problemas, como também trouxeram inúmeros outros atores não-especialistas (ONGs, sindicatos, associações de moradores, grupos de interesse etc.) para o centro do debate, contribuindo para uma mudança no *status* social dos riscos (Nelkin, 1977; Lagadec, 1981; Otway, 1985; Theys, 1987).

A divulgação na imprensa de crianças com deformações congênitas, como no caso da talidomida; de livros, como Primavera Silenciosa (sobre a revolução verde e os altos riscos para a saúde e o meio ambiente gerados pelo uso intensivo de agrotóxicos), de Rachel Carson (1962); da 'descoberta' da dioxina, substância química altamente perigosa, como contaminante

presente no herbicida 'Agente Laranja', largamente utilizado em plantações e na Guerra do Vietnã; eventos como os acidentes químicos e radiativos, como Seveso (1976), Three Mile Island (1979), Bhopal (1984) e Chernobyl (1986), assim como os debates atuais e globais acerca dos impactos do aquecimento global do planeta, do buraco na camada de ozônio e dos alimentos transgênicos são símbolos desta nova postura do público diante das questões ambientais.

Moatti & Lefaure (1983) observaram que, paradoxalmente, quanto mais se investia no desenvolvimento de dispositivos de segurança, mais crescia o sentimento de insegurança. Douglas & Wildavisky (1981), em importante estudo sobre a percepção de riscos tecnológicos ambientais na sociedade americana, argumentaram que os indivíduos educados, desde que não mais precisassem se preocupar com a segurança ou o sustento de seus corpos, procurariam satisfazer suas necessidades não-materiais com o objetivo de auto-realização e identificação com grupos sociais. Já não visariam mais somente aos rendimentos, mas também à melhoria da qualidade de vida e à democratização do espaço de trabalho. Nesse patamar, o que mais procurariam seria o sentimento de controle sobre as forças sociais, incluindo os riscos tecnológicos.

Esse processo significou, ao longo dos anos, mudanças de atitudes dos diversos atores envolvidos nos debates sobre riscos, que abandonaram uma postura passiva e de confiança no gerenciamento de riscos conduzido pelas indústrias e pelo governo, optando por atitudes ativas de mobilização e enfrentamento contra os denominados 'criadores de riscos' (Otway, 1985). Passou-se cada vez mais a se reivindicar que os processos decisórios e de controle fossem coletivos, incluindo todos os interessados na questão.

Essas transformações na sociedade e nos riscos tiveram implicações diretas e indiretas nos custos financeiros gastos pelo Estado e pelas indústrias no controle, na prevenção, na remediação e recuperação dos danos causados pela poluição. Com a crescente mobilização em torno dos riscos de origem tecnológica e o aumento dos casos relacionados ao assunto que alcançaram a esfera judicial, o Estado foi impelido a ampliar o seu papel institucional mediante o desenvolvimento da legislação no campo da saúde, da segurança e do meio ambiente, tendo como conseqüência o crescimento das agências públicas encarregadas do problema (Covello & Mumpower, 1985). As indústrias, em alguns casos, obrigadas a arcar com os cus-

tos de indenizações pelos danos causados, passaram a montar equipes e instalar laboratórios capazes de fornecer dados científicos para se contraporem aos seus críticos no governo e nos movimentos sociais, assim como às regulamentações mais restritivas de proteção da saúde e do meio ambiente (Gillespie, Eva & Johnston, 1979; Epstein, 1990).

Nesse processo, principalmente os especialistas das indústrias e do governo começaram a desenvolver e a aplicar métodos científicos para estimar os riscos de modo quantitativo e probabilístico (Renn, 1985). Em contrapartida, desenvolveram-se os testes de laboratórios, métodos epidemiológicos, modelagens ambientais, simulações em computadores e avaliações de riscos na engenharia. Dessa forma, possibilitaram o incremento na identificação e mensuração dos riscos, em que o agente causal é isolado das variáveis intervenientes ou *confounders*, realizando-se cálculos que têm como referência tempos e espaços delimitados e utilizando-se freqüências relativas para poder especificar as probabilidades. Nesta abordagem, o risco para saúde e o meio ambiente é reduzido a uma única dimensão expressa em números, representando uma média sobre espaços, tempos e contextos sociais, ambientais e tecnológicos estáveis e/ou estáticos.

Como resultado, cresceu o número de especialistas que passaram a ter como foco principal de seu trabalho os riscos à saúde, à segurança e ao meio ambiente, contribuindo, assim, para a profissionalização e institucionalização da avaliação e do gerenciamento de riscos, com sociedades próprias, reuniões anuais, livros, periódicos científicos e newsletters (Otway, 1985).

A idéia principal que norteou o desenvolvimento dos métodos científicos de avaliação e gerenciamento de riscos refletiu tanto uma tendência para prever, planejar e alertar sobre os riscos, em vez de dar respostas *ad hoc* às crises geradas pelos mesmos, quanto a idéia de que as decisões regulamentadoras sobre os mesmos seriam politicamente menos controversas se pudessem ser tecnicamente mais rigorosas e baseadas em firme base 'factual'. Essa base deveria ser construída a partir dos dados disponíveis, suplementados por cálculos, extrapolações teóricas e julgamentos 'objetivos' oriundos de análises probabilísticas, de modo a se obter um valor esperado que seria utilizado para os processos decisórios envolvendo a utilização em larga escala social e o controle de produtos e processos tecnológicos perigosos (Starr, Rudman & Whipple, 1976; Otway, 1985; Renn, 1985, 1992).

A avaliação e o gerenciamento de riscos surgem como campo científico e como profissão nos anos 80 (Otway, 1985). A maior formalização dos seus procedimentos ocorreu paralelamente ao processo de institucionalização dos mesmos, principalmente através de legislações como instrumentos para as tomadas de decisões, particularmente nos EUA, Canadá e alguns países da Europa Ocidental.

Na atualidade, a avaliação de riscos tem constituído um importante instrumento, com o objetivo de subsidiar os processos decisórios para o controle e a prevenção da exposição de populações e indivíduos aos agentes perigosos à saúde presentes no meio ambiente. Trata-se de um conjunto de procedimentos que possibilita avaliar e estimar o potencial de danos a partir da exposição a determinados agentes. Sendo assim, embora a avaliação de riscos tenha suas origens relacionadas aos processos de produção, de produtos e resíduos radioativos e químicos, vem, como ferramenta, sendo estendida a outras situações, como as que envolvem os alimentos transgênicos, por exemplo.

De um modo geral, uma avaliação de risco tem início quando 'dados ambientais e dados de saúde' indicam haver um agente que pode ser potencialmente perigoso, cujos efeitos sobre a saúde e o meio ambiente devem ser avaliados quantitativa e qualitativamente de modo a oferecer subsídios para as tomadas de decisões. Porém, conforme observam Corvalán & Kjellström (1996), para que avaliações de riscos à saúde sejam realizadas sem a necessidade de novas e substantivas pesquisas, torna-se vital que existam informações detalhadas acerca da 'relação exposição-efeitos'. Isso implica o conhecimento acerca das vias de exposições, estimativas da população exposta e dos efeitos à saúde associados com a exposição na forma da relação dose-resposta.

Na sua forma tradicional, a avaliação de riscos se constitui como uma etapa intermediária entre a pesquisa e o gerenciamento de riscos. Suas etapas são: 1) identificação de perigo; 2) avaliação da relação dose-resposta; 3) avaliação de exposição; 4) caracterização de riscos. É somente a partir dessa última etapa, a caracterização de riscos, que são tomadas as decisões para o desenvolvimento de estratégias de gerenciamento de riscos, havendo aí, segundo a abordagem dominante, mais explícita interferência dos fatores culturais, sociais, políticos e econômicos, em que as decisões, objetivando a redução de riscos, se encontram mediadas por processos que envolvem, simultaneamente, as avaliações de riscos e a legitimação política (Freitas, 2002).

A crítica da abordagem tradicional de avaliação e gerenciamento de riscos

A emergência dos procedimentos científicos para a avaliação e o gerenciamento de riscos ambientais e à saúde, nos anos 80, mais do que uma resposta técnica às preocupações coletivas, converteu-se também em uma determinada resposta política à formação de consenso nos processos decisórios.

Como resposta técnica aos riscos ambientais, foi fortemente baseada em um 'realismo ambiental', para o qual o ambiente é uma entidade real em si, passível de ser pesquisado por uma ciência capaz de fornecer uma compreensão reificada do mesmo, produzindo resultados observáveis e não ambíguos. Este realismo ambiental, amparado nas ciências naturais e engenharias, possibilita não só mensurações, mas também a possibilidade de se avaliar todas as medidas necessárias para se corrigir os danos tendo por base a mesma ciência que os gerou. A fragmentação das pesquisas neste âmbito, como suposta organização das informações nos mais diferentes setores do ambiente, que deveriam interagir em todas as etapas do estudo, aliada à imposta necessidade de provas estatísticas, desumaniza a avaliação em saúde ambiental, menosprezando, como exemplo, a sabedoria popular e as crenças locais.

Levando-se em consideração o dinamismo da natureza, pode ser esperada certa discrepância entre números de resultados em pesquisas, que não deve ser encarada como total ambigüidade e invalidade de respostas, mas sim, observada em um contexto amplo, verificando-se que os números devem convergir para uma verdade de contexto interativo e de caráter não apenas local, mas regional, nacional ou mundial. Em adição, uma só ciência não será capaz de subsidiar a análise dos dados. Neste ponto da avaliação dos riscos, toda e qualquer ciência deveria ser levada em consideração, através de um olhar sistêmico e agregador. Para esta concepção, uma vez que a realidade derivada da pesquisa científica transcende os padrões transitórios e superficiais da vida cotidiana, a incorporação da análise dos processos sociais e práticas institucionais, bem como da experiência humana, ocupa um papel menor (Shackley, Wynne & Waterton, 1996; Macnaghten & Urry, 1998; Leff, 2002).

Enquanto resposta técnica aos riscos à saúde foi fortemente fundamentada em um biologismo que tem como base hegemônica a toxicologia – através de testes de laboratório com animais e indicadores biológicos humanos – e a epidemiologia – através de estudos onde são comparadas populações expostas às substâncias perigosas com as populações não expos-

tas. O que se busca é estabelecer as relações causais entre a exposição a determinados agentes e os danos causados à saúde dos seres humanos, de modo a subsidiar os processos decisórios sobre riscos e o estabelecimento de estratégias de gerenciamento dos mesmos (Porto & Freitas, 1997). Com base neste pressuposto, as informações toxicológicas sobre os variados produtos agrotóxicos são as mais catalogadas, embora nem sempre disponíveis, em detrimento daquelas que retratam as condições socioambientais, a exemplo dos compostos organofosforados (ésteres fosfóricos), os de maior uso na atividade agropecuária e que mais causam intoxicações no Brasil. Estes atuam pela inibição da acetilcolinesterase (enzima que hidrolisa a acetilcolina, removendo-a para evitar respostas repetitivas e descontroladas) causando alterações no sono, comprometimento da memória, convulsões, náuseas, vômitos, dores abdominais, diarréia, fadiga muscular, contrações involuntárias, cãibras e fasciculações. Neste biologismo puro e não aplicado, embora bastante aplicável, informações relativas aos brasileiros que convivem com estes agravos são escassas e desatualizadas e muitas vezes não abordam os prejuízos sociais ligados à ausência no trabalho e desligamento da atividade rural, desestruturação da vida familiar pela doença, comprometimento de outros atores sociais dentro da cadeia de contaminação indireta etc.

Como resposta política à formação de consensos nos processos decisórios para o gerenciamento de riscos, há tanto a perspectiva utilitarista e o paradigma do ator racional quanto a concepção elitista de democracia. Simultaneamente, associada à resposta técnica que lhe é inerente, o desenvolvimento da resposta política se deu com o objetivo subjacente de transformar determinadas escolhas sociais, políticas e econômicas em problemas 'puramente' técnicos e científicos (Freitas & Gomez, 1997).

Assim, as respostas técnicas e políticas foram constituídas de modo simultâneo e indissociável, tornando-se elementos estratégicos para despolitizar os debates envolvendo a aceitabilidade de riscos e os processos decisórios envolvendo o desenvolvimento, a difusão e o controle de tecnologias consideradas perigosas, como no caso dos agrotóxicos, encobrindo, desse modo, tanto as grandes incertezas sobre suas conseqüências em larga escala social quanto os valores subjetivos e os interesses sociais, políticos e econômicos que determinam seus resultados (Freitas & Gomes, 1997). A partir dessa ótica, a avaliação de riscos pode ficar reduzida a um instrumento legitimador de atividades potencialmente danosas ao meio ambiente e à saúde, em seu sentido mais amplo.

Por conta disto, vêm surgindo cada vez mais críticas à abordagem tradicional da avaliação e do gerenciamento de riscos. Para melhor sistematizar estas críticas, abrindo a possibilidade de desenvolvimento de abordagens alternativas para a avaliação e o gerenciamento de riscos, particularmente para o caso dos agrotóxicos, tomaremos como referência alguns dos itens presentes na excelente sistematização realizada por Chevassus-au-Louis (2000), acrescentando a crítica de outros autores.

A primeira crítica se refere ao fato de a avaliação de riscos, como método, ser limitada a uma avaliação de caso a caso, de modo que cada situação é examinada separadamente, tendo como pressuposição que os efeitos, uma vez identificados, serão adicionados aos outros, sendo o efeito total o resultado da soma dos diversos efeitos individuais identificados. Conforme nos lembra Capra (1996), o todo é bem mais do que a soma das partes. Efeitos interativos (bioacumulativos, sinérgicos etc) são considerados menores e as margens de segurança são aplicadas à avaliação de riscos individuais e não sistêmicos, sendo exatamente isto que possibilita aos especialistas trabalharem de modo contínuo, visto que o surgimento de um novo agente e/ou efeito não implica a necessidade de se reavaliar todo o sistema.

Como observa Chevassus-au-Louis (2000), esta abordagem pode funcionar bem para o caso de problemas simples e identificáveis de modo direto, operando com um limitado número de agentes e de efeitos possíveis e identificados. Contudo, esta limitação é extremamente preocupante para o caso dos agrotóxicos, pois, de um modo geral, o trabalhador e sua família nunca se encontram expostos apenas a um tipo, mas sim a verdadeiros coquetéis, levando-se também em consideração características dos diferentes indivíduos expostos, como idade, sexo, peso, deficiências nutricionais e desidratação, aliadas a condições ambientais diversas, como temperatura, umidade e condições de trabalho, que podem modificar e potencializar a ação tóxica de determinado(s) agrotóxico(s). Como alguns efeitos são advindos de intoxicações crônicas, muitos agravos à saúde não são percebidos pelos agricultores como resultantes do contato com os venenos e mesmo que fossem percebidos, possivelmente, os agricultores não conseguiriam identificar o momento exato, o produto e a situação (se durante o preparo, a pulverização etc). As implicações deste fenômeno são que muitas das estratégias de gerenciamento de riscos para os agrotóxicos são formuladas de forma fragmentada e isolada e não de forma sistêmica, como ocorre a

exposição na vida real, dentro de unidades espaciais de elementos interativos e dinâmicos: solo, água, ar, seres vivos, valores humanos, culturais e contextos sociais e políticos.

Uma crítica se refere ao fato de se considerar apenas os perigos para os quais existem provas, de modo que somente efeitos adversos para os quais existem relação causal e que tenham sido cientificamente demonstrados e aceitos pela comunidade de pares científicos são considerados (Chevassus-au-Louis, 2000). Azevedo & Mendonça (1998) relatam que de 1993 a 1998 seis estudos epidemiológicos (três nos Estados Unidos, um na Europa, um no México e um no Brasil) foram conduzidos para analisar a associação entre resíduos de organoclorados no soro sangüíneo ou no tecido adiposo e a ocorrência de câncer de mama (Wollf et al., 1993; Krieger et al., 1994; Vant´Veer et al., 1997); apenas Wollf et al. (1993) conseguiram encontrar uma associação positiva. No entanto, cada vez mais as mulheres estão expostas aos venenos agrícolas, no auxílio do trabalho no campo, seja na pulverização, plantio, colheita ou na lavagem das roupas usadas no trabalho.

Na ausência de confirmação científica de estatística 'aceitável', muitas medidas de prevenção são desprezadas, estando o número de cânceres, doenças neurológicas e de suicídios aumentando assustadoramente em áreas rurais. Estimativas realistas (Pimentel et al., 1993) consideram que 1% dos casos de câncer nos EUA ocorrem em razão da exposição aos agrotóxicos, o que representaria 10.000 casos por ano no país.

A terceira crítica se refere ao fato de a medida do risco ser expressa de modo unidimensional e em termos de quantitativos, centrando o debate sobre a probabilidade de ocorrências ou de exposições, expressa em número de óbitos, perdas financeiras etc (Chevassus-au-Louis, 2000). Esta quantificação pressupõe que os parâmetros do comportamento do produto no organismo ou no meio ambiente em questão podem ser bem conhecidos, testados e relativamente controlados, de modo que as chances de diferentes resultados podem ser definidas e quantificadas através de análises estruturadas de mecanismos e probabilidades (Wynne, 1992). O principal problema é que resulta em estratégias de gerenciamento que acabam sendo definidas mais em termos de custos financeiros por doenças ou por óbitos, desconsiderando a multiplicidade e multidimensionalidade do problema.

Como exemplo, uma avaliação conduzida em 1993 nos EUA demonstrou que os custos dos impactos decorrentes do uso de agrotóxicos seriam

da ordem de 8 bilhões de dólares anuais para o país. Considerando-se que os 4 bilhões de dólares gastos com venenos anualmente proporcionariam um retorno de 16 bilhões/ano pela diminuição de perdas na produção, o custo estimado dos impactos poderia ser interpretado como benefício (Garcia, 2001). No entanto, é impossível 'monetarizar' a vida e os ecossistemas – aquáticos e terrestres – impactados com a poluição causada por agrotóxicos, principalmente devido à impossibilidade de restaurá-los às condições anteriores. É oportuno citar, como exemplo brasileiro, o risco de contaminação do aquífero Guarani (com capacidade de abastecer o Brasil por 2.500 anos), reservatório subterrâneo que abrange os trechos de oito estados brasileiros e de três países vizinhos. Segundo pesquisas da Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, os níveis de agrotóxicos em alguns trechos paulistas estão próximos aos limites considerados perigosos para a saúde humana. É também impossível quantificar o sofrer das pessoas vitimadas por efeitos mutagênicos, teratogênicos e cancerígenos, originado pelo contato direto com agrotóxicos; especialmente em situações de trabalho temporário e não registrado, comuns na agricultura, que envolvem desde crianças até idosos. Quais os custos sociais e ambientais verdadeiros desta atividade? São imensuráveis.

A quarta crítica se refere ao fato de a fase de avaliação de riscos ser separada da fase de gerenciamento de riscos. Como observa Jasanoff (1993), não podemos separar 'o que se deseja conhecer acerca de um determinado problema' – o que é realizado pelas abordagens tradicionais de avaliações de riscos – do que se deseja fazer acerca desse mesmo problema – o que é proposto e realizado no desenvolvimento das estratégias de gerenciamento de riscos. Para Jasanoff (1993), o modo de perceber a realidade e de organizar os fatos a ela pertinentes tem implicações, embora nem sempre visíveis, tanto nas avaliações de riscos como nos aspectos das políticas públicas e de justiça social: quem se deve proteger de determinados riscos, a que custo e deixando de lado que alternativas.

A quinta crítica se refere ao fato de caber somente aos especialistas avaliar os riscos, traduzindo a perspectiva utilitarista, o paradigma do ator racional e a concepção elitista de democracia que se encontram na base das abordagens tradicionais sobre o risco (Freitas et al., 1997). Um típico exemplo de como a perspectiva utilitarista, o paradigma do ator racional e a concepção elitista de democracia se mesclam, fornecendo as bases para a formulação e a intervenção tecnicista nos processos decisórios e determinação

de aceitabilidade de riscos encontra-se nos argumentos desenvolvidos por Starr (1969) no artigo "Social benefit versus technological risk: what is our society willing to pay for safety", considerado seminal na visão contemporânea de avaliações técnicas de riscos.

Para Starr (1969), os responsáveis por avaliações de riscos deveriam, mediante a comparação de estatísticas e de dados objetivos sobre os riscos das tecnologias em questão com os outros riscos da vida quotidiana, determinar a aceitabilidade de seus riscos em função de seus benefícios para a sociedade. A meta final é, científica e objetivamente, prescrever à sociedade 'um modo racional' de se comportar, perceber e aceitar os riscos, sendo isso, em última instância, definido pelos especialistas. A conseqüência dos argumentos desenvolvidos por Starr (1969), que ao mesmo tempo traduzem e fundamentam a concepção tecnicista predominante nas avaliações de riscos, foi um aumento nos investimentos para o refinamento dos métodos estatísticos para análises probabilísticas. Esse processo ocorreu à custa de os experts continuarem a ignorar o fato de, ainda que não quisessem, o risco ser fortemente determinado por processos sociais.

A perspectiva utilitarista, de certo modo, funda intelectualmente o próprio campo das avaliações de riscos, enfatizando apenas as ações racionais dos indivíduos, orientadas para determinados fins com o objetivo de alcançar os melhores resultados, felicidade, utilidade, satisfação, entre outros (Rosa et al., 1995). Nessa perspectiva, o mercado é o protótipo do processo que liga as preferências individuais às escolhas sociais e sua legitimação, espaço em que todos agem motivados apenas por seus interesses, procurando de modo racional maximizar os resultados de cada ação. Essa racionalidade é considerada a única que existe ou deve existir para o utilitarismo clássico, racionalidade que orienta a luta pela própria sobrevivência e a busca para a prosperidade em um mundo dominado por um aparente caos e em que o ser humano é, para muitos, incompreensível (Menkes, 1985).

A concepção elitista de democracia que orienta as avaliações de riscos tem como maior preocupação manter a estabilidade de um determinado sistema ético, moral, social, cultural e político, em que são qualificados como racionais aqueles cujas ações se encontram em consonância com o sistema, no caso, baseado no utilitarismo, entendido como a única estrutura vigente (Menkes, 1985, Fiorino, 1989). Nessa concepção, a limitação da participação dos cidadãos nas avaliações de riscos e nos processos decisórios refe-

rentes ao gerenciamento de riscos – não sendo eles considerados capazes de julgar o que é melhor para seus próprios interesses – não é apenas aceita, mas também justificada como sinal de fé e lealdade para com o sistema e suas elites tecnocientíficas e sociopolíticas, essas, sim, capazes de realizar os melhores julgamentos para a maximização de ganhos para todos (Fiorino, 1989).

Para a concepção elitista de democracia predominante nas avaliações de riscos, os valores técnicos e analíticos dos especialistas são julgados mais legítimos do que os valores dos cidadãos leigos (Fiorino, 1989; Otway, 1992). A busca do consenso entre as elites tem por fim não só a validação dos modelos técnicos vigentes, que devem ser baseados em dados quantitativos e probabilísticos para a determinação da aceitabilidade de riscos em padrões objetivos, mas também a manutenção do sistema, utilitarista e excludente em sua natureza e dinâmica (Fiorino, 1989). A objetividade é alcançada por meio da ênfase em determinados resultados das análises quantitativas (óbitos, custos, benefícios, probabilidade de eventos, magnitude das conseqüências, entre outros), que ignorando o processo social de escolhas, de poder, de relações, de interesses, servem para, em uma abordagem unidimensional, estabelecer critérios e padrões de aceitabilidade de riscos, definindo, por exemplo, que 10-6 para o caso de acidentes industriais (particularmente em indústrias químicas e usinas nucleares) e que a exposição a X partes por milhão da substância Y em uma jornada de trabalho ou durante o período médio de vida são valores aceitáveis. Nessa concepção, os interesses dos cidadãos são atendidos quando os processos decisórios de escolhas de tecnologias e de justiças distributivas dessas tecnologias estão de acordo com os modelos técnicos de avaliações de riscos e o consenso das elites (Fiorino, 1989).

Como observa Chevassus-au-Louis (2000), este modelo padrão é 'positivista' (baseia-se somente em informações que não se encontram sob disputa), 'quantitativo' (a avaliação de riscos é expressa em ordem de magnitude), 'reducionista' (é limitado às medições técnicas dos riscos e ao mesmo tempo assume que os riscos podem ser somados, desconsiderando os efeitos sistêmicos e de interação) e 'tecnocrático' (baseia-se somente nas avaliações técnicas e ao público como um todo cabe somente aceitar e receber informações).

Transportando essas observações para a questão dos agrotóxicos, que detêm informações em uma esfera em total conflito de opiniões e interes-

ses na disputa de mercado consumidor que mobiliza bilhões, com dificuldade técnico-financeira de mensuração nas amostras de contaminação ambiental e biológica, e que envolve toda uma cadeia de interação nos ambientes natural e construído, é notório que este modelo padrão precisa ser repensado. As implicações do uso do modelo padrão são que as avaliações de riscos acabam sendo realizadas de modo descontextualizado com as circunstâncias práticas das atividades humanas e pouca atenção é dada aos impactos dos aspectos sistêmicos e interativos. Como resultado, e tendo por base Chevassus-au-Louis (2000), identificamos as seguintes limitações:

1) A desconsideração dos aspectos de longo prazo – a teoria dos sistemas dinâmicos não-lineares vem demonstrando que mudanças de longo prazo em tais sistemas são absolutamente imprevisíveis para além de um dado horizonte de tempo, já que uma pequena mudança nas condições iniciais pode mudar a situação final radicalmente.
2) A desatenção para com a variabilidade – determinados processos não podem ser antecipados utilizando-se simples parâmetros estatísticos (densidade média etc), a partir do isolamento do agente causal das variáveis intervenientes ou *confounders*, realizando-se cálculos que têm como referência tempos e espaços delimitados e utilizando-se freqüências relativas para poder especificar as probabilidades sobre média sobre espaços, tempos e contextos sociais, ambientais e tecnológicos estáveis e/ou estáticos, exigindo estudos empíricos no mundo real.
3) Problemas de extrapolação – a limitada abordagem de se avaliar o impacto sobre humanos a partir de pequenas doses de agentes químicos ou orgânicos tendo por referência evidências somente baseadas em pesquisa com animais de laboratório e poucas exposições acidentais a altas doses vivenciadas por seres humanos.

Relacionados aos três problemas anteriormente apontados, dois aspectos devem ser considerados. O primeiro referente aos problemas de escala, já que mesmo para situações simples e que envolvem o teste de modelos, devemos considerar que obedecem a leis que devem ser examinadas, utilizando mais do que pressuposições acerca da proporcionalidade. O segundo referente aos problemas de mudanças no nível organizacional, já que, particularmente em biologia, se tem demonstrado que a geração de propriedades particulares imprevisíveis ocorre quando se tem por base a descrição

dos níveis prévios. Exemplo simples dado por Chevassus-au-Louis é o da molécula de água, na qual suas propriedades (em particular no estado líquido) não podem ser inferidas somente a partir das propriedades dos átomos de hidrogênio e oxigênio. Na atualidade, é impossível antecipar uma estrutura terciária, assim como as reações de suas propriedades, de uma proteína, tendo por base exclusivamente a observação de sua estrutura primária (a seqüência de aminoácido).

Assim, além de não podermos separar a avaliação e o gerenciamento de riscos, exige-se, para que possamos efetivamente compreender e abranger os riscos de produtos e processos à saúde, considerá-los em uma perspectiva sistêmica que revele e trate a complexidade inerente aos problemas e às incertezas existentes. Tal fato nos obriga a superar o modelo unidimensional e quantitativo, positivista, reducionista e tecnocrático vigente e buscar integrar diferentes formas de conhecimento sobre o problema, incluindo a pluralidade de perspectivas legítimas dos diferentes atores envolvidos (especialistas e não-especialistas), o que é essencial não só para a compreensão do problema, mas também para os processos decisórios direcionados para a resolução dos problemas. Perspectivas em conflito e incertezas, dois dos grandes desafios a serem enfrentados, devem ser tratados de modo contextualizado, considerando as vulnerabilidades presentes em nossa realidade, para que possamos desenvolver estratégias de controle e prevenção amplas no seu escopo e impacto.

Em Paulínia, estado de São Paulo, uma antiga fábrica da Shell Química do Brasil deixou exposta toda uma comunidade do bairro Recanto dos Pássaros à contaminação por resíduos agrotóxicos. De acordo com análises realizadas pela própria empresa e pelo Instituto Adolfo Lutz, a concentração de organoclorados no lençol freático estava até 16 vezes acima do limite permitido não prejudicial à saúde humana e ambiental (*Estado de S. Paulo*, 2001). Até a data na qual a notícia foi veiculada pela mídia somaram-se 27 anos, pois a empresa iniciou suas atividades em 1974 e se autodenunciou em 1994, embora nada tenha sido feito a respeito. Um laudo da prefeitura afirmou que 86% dos 181 moradores avaliados estavam contaminados por organoclorados e metais pesados, com 59 pessoas apresentando tumores. Mas, mesmo a Organização Mundial da Saúde (OMS), quando em relação aos inseticidas organoclorados, afirma que os mesmos não podem ser considerados carcinogênicos por falta de dados conclusivos.

A situação reflete a fragilidade de tomada de decisão quando seres humanos se encontram expostos aos riscos. Assim, as incertezas inerentes ao risco se sobrepõem ao princípio da precaução, embora este, somado ao princípio da prevalescência, 'garanta' que o dano ambiental deve ser revertido ou, pelo menos, mantido em contenção para que não assuma maiores proporções – o direito público prevalece aos interesses do direito privado. A questão envolveu diferentes órgãos: Secretaria do Meio Ambiente de Paulínia, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (Cetesb), Prefeitura Municipal de Paulínia, Vigilância Sanitária do Estado, Centro de Assistência Toxicológica do Instituto da Criança do Hospital das Clinicas da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo (Ceatox), Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita Filho (Unesp), entre outros, mas apenas uma ação promovida pelo Ministério Público, a Prefeitura e a Sociedade de Amigos e Moradores do Bairro Recanto dos Pássaros conseguiu a determinação do juiz de que a empresa removesse os moradores no período de um mês e custeasse tratamento médico.

Neste contexto, além da falta de um gerenciamento de riscos ambientais de curto prazo (o que foi proposto pela Cetesb resumiu-se à retirada de 1200 toneladas de solo), questiona-se também a despreocupação com os aspectos a longo prazo – a área é bastante próxima ao rio Atibaia, o que pode ter comprometido outros pontos da bacia hidrográfica – e a situação desumana vivida pelos moradores.

O GERENCIAMENTO DE RISCOS NO CONTEXTO DA SEGURANÇA QUÍMICA E DA GOVERNANÇA

Segurança química no contexto da governança

A 'segurança química' como tema de preocupação internacional aparece já na Conferência Mundial das Nações Unidas Sobre Meio Ambiente Humano (CNUMH), realizada em Estocolmo, Suécia, em 1972. As recomendações desta conferência conduziram ao estabelecimento, em 1980, do Programa Internacional de Segurança Química (PISQ), uma *joint venture* da Organização Mundial da Saúde (OMS), da Organização Internacional do Trabalho (OIT) e do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA)

(Arcuri et al., 1998; Plestina & Mercier, 1996). O objetivo inicial do PISQ era prover uma base científica reconhecida internacionalmente para que os diversos países pudessem desenvolver suas próprias medidas de segurança química (Plestina & Mercier, 1996).

Vinte anos após a conferência de Estocolmo, foi realizada, em 1992, no Brasil, a CNUMAD, que teve como um dos principais documentos aprovados a Agenda 21, na qual se encontra o capítulo 19, exclusivamente dedicado ao tema. Neste capítulo são apontados os problemas de poluição química em grande escala, presentes e futuros, reconhecendo ser a situação mais grave nos países em industrialização por conta da: 1) falta de dados científicos para avaliar os riscos inerentes à utilização de numerosos produtos químicos; 2) falta de recursos para avaliar os produtos químicos para os quais já se dispõe de dados (CNUMAD, 1992).

Dentre o conjunto de estratégias internacionais fixadas no capítulo 19, foram estabelecidas seis áreas programáticas, que são: 1) expansão e aceleração da avaliação internacional dos riscos químicos; 2) harmonização da classificação e da rotulagem dos produtos químicos; 3) intercâmbio de informações sobre os produtos químicos tóxicos e os riscos químicos; 4) implantação de programas de redução dos riscos; 5) fortalecimento das capacidades e potenciais nacionais para o manejo dos produtos químicos; 6) prevenção do tráfico internacional ilegal dos produtos tóxicos e perigosos.

Ainda em relação às estratégias internacionais, em 1994 foi criado o FISQ, com o objetivo de constituir um novo mecanismo de cooperação entre governos para promover a avaliação dos riscos das substâncias químicas e sua gestão ecologicamente racional, buscando integrar e unificar os esforços nacionais e internacionais e, ao mesmo tempo, evitar a duplicação de atividades e gastos (IFCS, 1997). Embora se trate de um fórum intergovernamental, é reconhecido que as questões relativas à 'segurança química', particularmente as referentes as seis áreas programáticas do capítulo 19, não podem ser levadas a cabo somente pelos governos, tornando-se necessário a participação da indústria, dos diferentes grupos de interesse não-governamentais, representando comunidades expostas e trabalhadores, e das organizações intergovernamentais e científicas, entre outros.

Todos estes esforços internacionais referentes à 'segurança química' não podem ser compreendidos de modo descontextualizado. Como é observado pela Comissão Sobre Governança Global (CGG, 1995), o cresci-

mento nas quantidades de produtos químicos produzidos tem resultado em níveis de poluição em uma escala tal que vem alterando a composição química das águas, do solo, da atmosfera e dos sistemas biológicos do planeta, colocando em perigo não só o bem-estar, mas também a sobrevivência do planeta.

Principalmente a partir da 2ª Guerra Mundial, o desenvolvimento tecnológico nos processos químicos industriais, impulsionado pela concorrência capitalista e a globalização da economia de escala, vem resultando na expansão da capacidade de produção, armazenamento, circulação e consumo de substâncias químicas em nível mundial. A comercialização de substâncias orgânicas em nível global é um exemplo disto, passando de 7 milhões de toneladas em 1950 para 63 milhões em 1970, 250 milhões em 1985 e mais 300 milhões no início da década de 90 (Korte & Coulston, 1994).

Segundo o PISQ, existem mais de 750.000 substâncias conhecidas no meio ambiente, sendo de origem natural ou resultado da atividade humana (IPCS, 1992). Cerca de 70.000 são cotidianamente utilizadas pelo homem, sendo que aproximadamente 40.000 em significantes quantidades comerciais (IPCS/IRPTC, 1992). Desse total, calcula-se que apenas cerca de 6.000 substâncias possuam uma avaliação considerada como minimamente adequada sobre os riscos à saúde do homem e ao meio ambiente. Acrescente-se a este quadro a capacidade de inovação tecnológica no ramo químico, que vem colocando disponível no mercado, a cada ano, entre 1.000 e 2.000 novas substâncias.

Este processo de crescimento do setor químico se encontra estreitamente relacionado ao desenvolvimento de uma economia global altamente interdependente e iníqua, em que a produção, o comércio e os investimentos vêm consolidando um processo de divisão internacional do trabalho, que tem conduzido a uma divisão internacional dos riscos e dos benefícios.

Enquanto cerca de 20% da população mundial, situada principalmente nos países industrializados, consome aproximadamente 80% dos bens produzidos, os outros 80%, situados principalmente nos países em industrialização, consome apenas 20% (MacNeill, Winsemius & Yakushiji, 1992). Na Índia, por exemplo, onde houve o acidente químico ampliado mais grave registrado em toda a história da humanidade (tratava-se de uma indústria de agrotóxicos e foram registrados mais de 2.500 óbitos imediatos na cidade de Bhopal, em 1984), o consumo de produtos resultantes da tecnologia química era

de 1kg *per capita*, enquanto nos países industrializados esse consumo era de 30 a 40kg *per capita* (Murti, 1991).

No Brasil, quinto maior consumidor mundial de agrotóxicos, a região Sudeste abraça mais de 40% de todo o consumo no país e lidera o maior potencial de exposição, seguindo-se as regiões Sul e Centro-Oeste. Com relação aos produtos empregados, no caso dos inseticidas, as culturas mais consumidoras são as de soja, citros e algodão, com base nas vendas entre 1983 e 1989; no caso dos herbicidas, a soja e a cana-de-açúcar. Dados indicam que as culturas que podem determinar maior potencial de exposição são as de trigo, produtos hortícolas, soja, cacau, cana-de-açúcar e algodão, variando pelo acesso à informação, disponibilidade de produtos, orientação técnica etc (Garcia, 2001).

A quantidade de inseticidas comercializada, para o ano de 1999, no Brasil, foi de 68.158 toneladas; destas, 17.276 toneladas utilizadas apenas no estado de São Paulo (Andef, 2003). Estima-se que algo em torno de 5.000 toneladas de ingredientes ativos por ano estejam atingindo os sistemas aquáticos e que, para cada tonelada de ingrediente ativo produzido, estejam sendo formados 200Kg de resíduos contaminados (Garcia, 2001). Mais do que isto, as impurezas contidas nas formulações comerciais, podem ser mais danosas ao meio ambiente e à saúde do que a própria substância ativa. As dioxinas são exemplos de impurezas oriundas do processo de produção e que podem ser altamente maléficas (cancerígenas), ao passo que alguns agrotóxicos podem sofrer decomposição mais rapidamente, mesmo pela luz. Por um lado, se estes inseticidas sofrem decomposição mais facilmente, não são recalcitrantes às bactérias e aos fungos no solo, mas é imprescindível alertar que os produtos de decomposição também podem constituir contaminantes ou se tornarem compostos de mais fácil ligação química, potencializando efeitos sinérgicos danosos ou facilitando sua entrada nos sistemas naturais.

Muitas espécies animais tiveram suas populações reduzidas, como insetos, anfíbios, peixes e pássaros, porque se alimentam de culturas extremamente pulverizadas por agrotóxicos (como na produção citro-canavieira) ou têm seu habitat restrito ao solo e à água contaminados.

Atualmente, o estado de São Paulo é a maior área produtora de citricultura no mundo, juntamente com o estado americano da Flórida. O Manejo Integrado de Pragas (MIP), considerado uma importante ferramenta no

gerenciamento ambiental, está presente em torno de 10% da cultura de citros em São Paulo e envolve diversas técnicas que procuram considerar a complexidade do ecossistema, lidando com a interação entre populações de insetos considerados prejudiciais às culturas. No entanto, a agricultura tradicional é a operante e em relação à contaminação humana, apenas os trabalhadores de grandes empresas exportadoras utilizam o equipamento de proteção individual (EPI) e recebem treinamento de como usá-lo e mantê-lo, ainda que sem a real noção dos riscos associados à atividade. Toda a população restante, pequenos agricultores que vivem da agricultura e da venda da laranja até mesmo para as grandes empresas, vivencia, cotidianamente, a contaminação, principalmente pelas vias dérmica e respiratória. Mesmo aqueles que utilizam os EPI, continuam expostos a algum risco, porque o gerenciamento destes, requer mudanças também na estrutura e no modelo de produção.

Conforme relatado por Bréga et al. (1998) em um estudo de cunho citogenético e toxicológico conduzido em Botucatu, SP, com 24 trabalhadores expostos a agrotóxicos, o uso de EPI não elimina a necessidade do acompanhamento médico. Embora usassem vestuário protetor contra névoa de agrotóxicos, o qual incluía calças de borracha, botas, luvas, máscara e chapéu, os resultados clínicos revelaram que todos os trabalhadores foram contaminados.

Segundo dados da OMS, estão expostos a esses produtos, por meio do trabalho agrícola mundial, mais de 500 milhões de pessoas, das quais cerca de 1 milhão sofrem intoxicações agudas, com aproximadamente 20 mil mortes anuais. No Brasil, cerca de 60% dos estabelecimentos rurais utilizam os agrotóxicos, empregando aproximadamente 65% do total de pessoas ocupadas na agropecuária. Isto representa aproximadamente 13,7 milhões de pessoas direta ou indiretamente expostas aos agrotóxicos, das quais, mais de 10 milhões situadas em estabelecimentos de até 100 ha (Fundacentro, 2002).

De acordo a revisão de literatura citada por Sá (2002), os efeitos associados desta contaminação na saúde humana podem ser vários. A curto prazo são observados náuseas, vômitos, dores de cabeça, convulsões, irritação nas conjuntivas e problemas de pele, oriundos de intoxicações em pessoas expostas, que podem levar a óbito imediato. Somam-se as mudanças comportamentais por comprometimentos neurológicos e endócrinos. Outros efeitos também possíveis são neurotoxidade retardada, lesões do sistema ner-

voso central, mal de Parkinson, redução da fertilidade masculina, cistite hemorrágica, reações alérgicas, cloroacne, formação de catarata, atrofia do nervo ótico, evidências de mutagenicidade e cânceres, peneumonite, fibrose pulmonar, perturbações do sistema imunológico, lesões no fígado, lesões renais, efeitos teratogênicos etc. A respeito dos últimos, as anomalias congênitas mais observadas são: hidrocefalia, mielonenigocele, anencefalia, lábio leporino e fenda palatina, polidactilia, entre outros.

Muitos agrotóxicos atualmente ilegais no Brasil continuam sendo utilizados nas lavouras, pois comprá-los nas fronteiras com outros países da América do Sul é simples, com preços bastante atrativos. A utilização clandestina destes agrotóxicos vem causando a contaminação do lençol freático superficial, disponibilizando estas substâncias para os poços, lagoas e demais coleções de água utilizadas pelos animais, vegetais e também pelos seres humanos. O DDT (inseticida organoclorado) é um deles e juntamente com seus metabólitos são citados na literatura como mimetizadores de hormônios no corpo humano (estrógenos) e promotores de câncer induzidos por outros agentes carcinogênicos, numa ação de confundimento ou bloqueio das respostas normais que deveriam ser requeridas através destes hormônios (disrupção endócrina).

Estudos atuais têm associado esta exposição a problemas de saúde, tais como aumento de certos tipos de cânceres de mama ou do trato reprodutivo, redução da fertilidade masculina, anormalidades no desenvolvimento sexual, deterioração da qualidade do sêmen humano etc. (Carlsen et al., apud Meyer et al., 1999).

Algumas substâncias de ação sobre o sistema endócrino de larga distribuição no ambiente através dos agrotóxicos estão contidas em herbicidas como o 2,4-D e a Atrazina, fungicidas como o Hexaclorobenzeno e o Maneb e inseticidas como o Dieldrin, Mirex e Paration. Já foi constatado que 30% dos inseticidas, 50% dos herbicidas e 90% dos fungicidas estão associados aparecimento de tumores em animais de laboratório (Guivant, 2000). A relação entre organoclorados e câncer de mama, por exemplo, é baseada principalmente na persistência destes contaminantes no ambiente, já tendo sido encontrados em peixes, tecidos, sangue e leite humanos, como também na atividade estrogênica do corpo.

Diante da complexidade e da amplitude dos problemas à saúde provenientes da poluição química ambiental (a exemplo da questão dos agrotóxi-

cos), que vêm desafiando cada vez mais a capacidade dos governos no que tange à segurança e à saúde dos cidadãos, particularmente nos países industrializados, a 'segurança química', para a qual as estratégias de gerenciamento de riscos são elementos vitais, converte-se a em uma das questões globais de 'governança'. Expressa a constatação de que o nosso futuro comum depende não somente do crescimento econômico, mas também da melhoria da qualidade de vida, particularmente para as populações mais pobres, tendo por base os princípios de universalidade, solidariedade e eqüidade, os quais devem ser mantidos, e a orientação das decisões e ações sobre 'segurança química' nos níveis global e local (CGG, 1995; Finkelman, 1996).

Conforme é afirmado no relatório da CGG (1995), a mobilização do poder coletivo das pessoas para tornar a vida no século XXI mais democrática, mais segura, mais sustentável e com eqüidade é o grande desafio de nossa geração. Isto implica a necessidade de as nações e de a comunidade mundial assumirem a grande responsabilidade coletiva que lhes é imposta.

A 'segurança química', entendida como um dos tantos e importantes aspectos relativos à segurança da saúde, da vida e da proteção ao meio ambiente, em relação às ameaças presentes e futuras, coloca-se neste contexto como uma questão de 'governança', nos níveis global e local, não se restringindo aos governos e às inter-relações governamentais. Exemplos, como a questão da Cidade dos Meninos – Município de Duque de Caxias (RJ), revelam problemas nesta ordem, este datado de 1957, quando o Instituto de Malariologia instituído pelo Ministério da Saúde na década de 40 abandonou cerca de 400 toneladas de hexaclorociclohexano no local. O problema da contaminação existe até hoje e é um desafio ainda maior em países como o Brasil, em que as questões relativas à democracia, à segurança, à sustentabilidade e à eqüidade, fundamentais para a 'governança', apresentam demoradas e insipientes resoluções, devendo, por isso, ser integradas à questão da 'segurança química' no país. Isto exige que o desenvolvimento de estratégias de gerenciamento de riscos considere tanto a questão da participação da sociedade quando da vulnerabilidade.

Para tal, torna-se imprescindível a criação de uma estratégia no setor da saúde, que busque aumentar o diálogo entre governo e sociedade: a legitimação dos conselhos locais (a exemplo dos conselhos de saúde, de bacias hidrográficas, comunitários e outros). A integração entre os conselhos poderá permitir a troca de informações de cunho social, político, eco-

nômico, cultural e ambiental, através do saber popular, da vivência dos problemas relacionados ao dia-a-dia das comunidades, seja no trabalho, na família, no bairro ou na região. A busca pela participação popular reflete a possibilidade da recuperação ou do desenvolvimento do pensamento crítico em uma dada comunidade, além da consciência da importância dos saberes locais e elevação da auto-estima dos atores sociais envolvidos. A continuação das ações de gerenciamento e a fiscalização dos resultados passam a ser mais fáceis e eficazes, trazendo melhor qualidade de vida para todos.

Este modelo de gestão ambiental participativa deseja, além da reversão dos custos ecológicos e sociais, a possibilidade de integração da população marginalizada em um processo de produção que satisfaça as necessidades fundamentais, respeitando as identidades coletivas e aproveitando os recursos naturais dentro de seu limite de capacidade (Leff, 2002).

Em países em desenvolvimento como o Brasil, as questões relacionadas à vulnerabilidade neste ponto são extremas. As situações de precariedade ambiental, deflagradas pela poluição dos recursos hídricos, o desmatamento, a perda de bancos genéticos de espécies da flora e fauna, a erosão, a contaminação dos solos, a miséria, a exclusão social, a perda da identidade cultural acabam por determinar condições subumanas do viver, nas quais, muitas vezes, o próprio ser humano é agente destruidor de um meio já exaurido.

Aliados a estas questões estão a própria política, a falta e o mau encaminhamento de verbas para a pesquisa, para o monitoramento e o controle ambientais, assumidos por instituições que necessitam de equipamentos, reagentes e corpo técnico treinado, o que, na questão dos agrotóxicos, forma uma imensa lacuna do saber, a quase total ausência de dados da real situação de contaminação no nosso país. Isto torna a avaliação e o gerenciamento de riscos, para a maioria dos contextos brasileiros, um instrumento de análise essencial, mas ainda muito distante de nossa realidade.

Integrando avaliação e gerenciamento de riscos de modo democrático e participativo

Em resposta às diversas críticas da abordagem tradicional de avaliação e gerenciamento de riscos, assistiu-se, a partir da última década do século passado, ao desenvolvimento de abordagens alternativas. Um dos grandes exemplos dessas abordagens é a que foi proposta nos EUA pela The Presi-

dencial/Congressional Comission on Risk Assessment and Risk Management (P/CCRARM, 1997) e, mais recentemente, no Canadá, pela equipe responsável pelo estudo Managing Health Risks from Drinking Water: a report to the Walkerton Inquiry (Krewski, Balbus & Jones-Butler, 2002). De acordo com estes documentos, a avaliação de riscos não pode ser separada do gerenciamento de riscos e este processo envolve seis etapas encadeadas de forma circular: 1) definir o problema colocado em contexto; 2) analisar os riscos associados com problema no contexto; 3) identificar e analisar as opções disponíveis para gerenciar os riscos; 4) tomar decisões acerca de quais opções implementar; 5) realizar ações para a implementar as decisões; 6) monitorar e avaliar os resultados (Figura 2).

Diferentemente da estrutura linear das etapas clássicas da avaliação de riscos (Figura 1), a estrutura circular desta proposta (Figura 2) permite visualizar a colocação do problema no contexto ou introduzir novos problemas, o que seria de extrema importância na questão dos agrotóxicos, pois a contaminação difusa pode contribuir com problemas em escalas de espaço e de tempo diferenciadas. Todas as etapas são realizadas envolvendo a colaboração dos diferentes atores e interesses que são ou serão afetados pelo problema, o que vem sendo enfatizado inclusive em outras propostas alternativas para a avaliação de riscos (P/CCRARM, 1997; O'Brien, 2000; Charnley, 2000).

Na primeira etapa (Figura 2), em que o problema é definido e colocado em contexto (problema/contexto), o que se objetiva é determinar a natureza do problema que deverá ter seus riscos gerenciados. Qual o problema a ser abordado? Em que contexto? Quem é responsável pelo gerenciamento do problema, quem será afetado e/ou protegido e o que está em jogo? Estas são perguntas que ajudam a definir o problema em um contexto específico. Outras perguntas são também importantes. É o problema em questão 'real' ou 'potencial'? O problema pode ser identificado com base nas metodologias de monitoramento ambiental e biológico disponíveis, por um inventário de emissões tóxicas ou pela observação epidemiológica?

O problema deve ser examinado não somente considerando cada compartimento ambiental ou substância específica, mas também a existência de uma multiplicidade de compartimentos ambientais, sendo simultaneamente afetados por uma multiplicidade de substâncias com efeitos sinérgicos, e a interdependência com outros problemas. Por exemplo, a degrada-

ção de sistemas aquáticos pode não ser causada somente pelas fontes pontuais de poluição, mas também por outras fontes não pontuais, tais como emissões urbanas e agrícolas (poluição difusa). Pode igualmente ser afetada por atividades de pasto e corte de árvores, construção de barragens e reservatórios, desvio do fluxo de água para utilização doméstica e agrícola, entre outras (P/CCRARM, 1997, Krewski, Balbus & Jones-Butler, 2002).

Quem é responsável pelo gerenciamento do problema, assim como quem será afetado e/ou protegido devem ser identificados no estágio do problema/contexto, pois terão forte influência na identificação e caracterização do problema. Como observam De Marchi & Ravetz (1999), na medida em que questões relacionadas aos riscos seguem seu ciclo, do primeiro anúncio sobre o tema até o debate público, identificação, aceitação oficial, quantificação, legislação e/ou regulação, e, finalmente, monitoramento, uma grande variedade de atores é envolvida em uma multiplicidade de contextos. Cada um possui sua própria perspectiva sobre a questão, moldada por suas amplas preocupações. Para os autores, sendo assim, não é apropriado ou frutífero que qualquer uma destas perspectivas seja dominante ou que exclua as outras. Se qualquer um dos atores que conduzem o processo tiver uma perspectiva míope, tratando os outros atores com incompreensão ou desdém, haverá então uma quebra na comunicação e na confiança, fundamentais para todas as etapas do processo.

Esta primeira etapa é fundamental e é importante considerar que, mais do que somar atores, trata-se de construir sinergismos dos diferentes recursos que podem ser alocados para a compreensão e solução do problema. De Marchi & Ravetz (1999) consideram que 'recursos' não se limitam somente aos técnicos e financeiros, tradicionalmente considerados, mas significa todas as habilidades, *expertises* e conexões, o que inclui habilidades sociais e comunicacionais, bem como acesso a redes sociais estendidas, que os diferentes atores envolvidos podem trazer para a discussão inicial.

Um diálogo transparente visando a políticas públicas saudáveis facilita a elicitação de tais recursos, os quais, uma vez descobertos, podem ser acrescentados e utilizados no processo social de aprendizagem de uma avaliação e gerenciamento de riscos integrados e participativos. Por seu turno, isto amplifica e estende os recursos da comunidade como uma bola de neve, assim como efeitos sinérgicos com outras atividades em andamento. Entretanto, tal processo, para que possa ser acionado, exige a confiança das co-

munidades e trabalhadores em relação aos outros atores de instituições públicas, privadas e ONGs envolvidas. A confiança é condição *sine qua non* para qualquer parceria efetiva e bem-sucedida entre diferentes atores, sejam especialistas ou leigos, públicos ou privados. Freqüentemente, a erosão da confiança tem origem na percepção das comunidades e dos trabalhadores de lhes ter sido negado acesso a todas as informações, sendo, nestas condições, muito difícil restaurá-la.

Na segunda etapa (Figura 2), são analisados os riscos associados ao problema no contexto em questão. A pergunta central é quais os riscos que o problema coloca para a saúde pública? Os riscos do problema em questão devem ser analisados e determinados considerando-se sua natureza, potenciabilidade/probabilidade e severidade dos efeitos adversos para a saúde dos seres humanos expostos e o meio ambiente. Nesta etapa, os riscos à saúde e à ecologia devem ser considerados e tratados qualitativamente e quantitativamente. A natureza dos efeitos adversos, sua severidade, sua reversibilidade ou possibilidade de prevenção, assim como a possibilidade de efeitos múltiplos deve ser compreendida antes que estimativas complexas da magnitude dos riscos e de suas incertezas sejam apresentadas. Os efeitos cumulativos e indiretos associados aos problemas relacionados também devem ser considerados. O emprego de metodologias científicas oriundas de diferentes especialidades é fundamental. Porém, não podemos esquecer a indissociabilidade dos riscos com as incertezas que deverão ser consideradas (P/CCRARM, 1997; Krewski, Balbus & Jones-Butler, 2002).

Em relação às 'incertezas' relacionadas aos riscos dos agrotóxicos, podem ser de três tipos: de origem 'técnica', relacionada à inexatidão dos dados e das análises e que pode ser gerenciada através de rotinas padronizadas adequadas desenvolvidas por campos científicos particulares; de origem 'metodológica', relacionada à não confiabilidade dos dados, envolvendo aspectos mais complexos e relevantes da informação, como valores e confiabilidade que fazem parte das disciplinas específicas; de origem 'epistemológica', relacionada às margens de ignorância do próprio conhecimento científico, sendo este nível envolvido quando 'incertezas' irremediáveis se encontram no coração do problema (Funtowicz & Ravetz, 1993). Podemos considerar que em diversos casos que envolvem exposições e contaminações reais de determinadas populações ou áreas aos agrotóxicos, nos defrontamos com 'incertezas epistemológicas', sendo esta uma questão universal.

Entretanto, para os países em processo de industrialização, podemos considerar que além das 'incertezas epistemológicas', temos uma ampliação das 'incertezas técnicas' e 'metodológicas', sendo tal fato derivado de dois fatores que se inter-relacionam. O primeiro, refere-se ao fato de a formulação das abordagens científicas dominantes ocorrerem, em sua maioria, no contexto técnico-científico e socioambiental dos países industrializados, particularmente Europa Ocidental e EUA, o qual é bastante diferente dos países em industrialização. O segundo, refere-se ao fato de que a realidade de grande parte dos países em industrialização, além de diferente, é precária em termos de recursos econômicos, técnicos e humanos para o monitoramento e avaliação dos problemas relacionados aos riscos químicos. Estes dois aspectos dificultam a extrapolação direta de determinados resultados técnicos e científicos obtidos em determinadas circunstâncias nos países industrializados para outros contextos ou realidades, particularmente quando estratégias específicas para o gerenciamento de riscos estão envolvidas (Freitas et al., 2002).

Assim, embora nesta etapa os especialistas de diferentes disciplinas desempenhem um papel fundamental, este papel não deve ser exclusivo. Em relação a esta não exclusividade, tomamos como referência o princípio de conhecimento partilhado que De Marchi & Ravetz (1999) consideram fundamental para o gerenciamento de riscos na perspectiva da governança. O conhecimento partilhado se refere à necessidade do reconhecimento e apreciação dos diferentes tipos de conhecimento que diferentes atores podem trazer para o diálogo. Comunidades e trabalhadores expostos não são 'tábulas rasas' no que diz respeito aos riscos relacionados ao problema em questão. Muito do conhecimento relevante pode ser extraído da experiência cotidiana, referindo-se a problemas do mundo real. Tal conhecimento pode estar relacionado à natureza dos riscos e perigos, assim como aos folclores sociais, provendo valiosos *insights* para uma governança efetiva.

O conhecimento partilhado traz um aporte de recursos que ajudam a identificar os grupos altamente expostos de modo que, por exemplo, avaliações de exposição apropriadas possam ser estabelecidas. A base factual relacionada às diferentes disciplinas científicas é, por si só, bastante complexa, uma vez que envolve diferentes unidades de análises, metodologias, objetivos e função sociais (Figura 3), assim como leva em consideração as

mais diversas percepções do problema, no sentido de caracterizar os riscos para a saúde humana e o meio ambiente, a qualidade de vida e a eqüidade ambiental.

A terceira etapa (Figura 2) envolve a identificação e análise das opções disponíveis para gerenciar os riscos. O que pode e deve ser realizado acerca do problema? Quais são as opções disponíveis? Quais são os potenciais de conseqüências e benefícios esperados da intervenção? Quais são os outros caminhos para reduzir efeitos similares à saúde da mesma população ou efeitos ecológicos similares na região? Quais são os custos estimados de cada opção?

As opções para o problema devem ser identificadas pelos diferentes atores envolvidos, de modo a incluir uma variedade de alternativas regulatórias e não-regulatórias que deverão ser analisadas, permitindo desde ações de constrangimento (legislação restringindo ou proibindo o uso de determinados agrotóxicos), prevenção de poluição (redefinição dos processos de produção, substituição e uso de insumos de menor toxicidade), reciclagem, incentivos de mercado (taxação dos produtos de maior toxicidade e/ou subsídios que possibilitem ampliar a produção utilizando-se insumos de menor toxicidade) até o fornecimento e difusão da informação acompanhadas de campanhas de educação. Arranjos institucionais, financeiros e outros para a implementação das diferentes opções devem ser determinados e comparados; dimensões éticas, culturais, políticas e legais devem ser consideradas; impactos potenciais das opções, isoladas ou combinadas, devem ser caracterizados, incluindo possíveis efeitos adversos sobre trabalhadores, comunidades ou meio ambiente (P/CCRARM, 1997; Krewski, Balbus & Jones-Butler, 2002).

A quarta etapa (Figura 2) envolve a tomada de decisões acerca de quais opções implementar. Qual é a melhor solução para o problema? Como pode uma decisão ou um conjunto de decisões serem levadas a cabo? Quem deve tomar a decisão? Serão as ações requeridas compatíveis com ações legais vigentes?

As abordagens mais factíveis, efetivas, aceitáveis em termos de custos (não só econômicos, mas também sociais e políticos) para mitigar o problema deverão ser identificadas com a participação das partes afetadas, interessadas e responsáveis pelo problema (P/CCRARM, 1997; Krewski, Balbus & Jones-Butler, 2002).

É importante observar que esta etapa envolve uma série de interpretações e escolhas que irão influenciar as decisões. Embora existam interpretações e escolhas que muitas vezes são classificadas como 'objetivas' pelos especialistas, existem outras relativas às comunidades e aos trabalhadores que irão influenciar bastante todo o processo decisório, tais como: 1) o valor que possui a saúde, a vida humana, a proteção ambiental e a preocupação com as gerações futuras; 2) a eqüidade na distribuição dos riscos, isto é, quem está exposto e quem recebe os benefícios das atividades que causam riscos; 3) a compreensão que as comunidades e os trabalhadores têm dos dados científicos e o modo como percebem ou aceitam os riscos; 4) a habilidade das lideranças envolvidas no processo para persuadir/motivar, negociar, resolver os objetivos conflitantes e os interesses em competição; 5) a existência ou não de um fórum para o debate entre as partes envolvidas que permita a inclusão de outros recursos e subsídios, além dos fornecidos pela avaliação técnica no estabelecimento de políticas públicas; 6) a ênfase atribuída ao planejamento para o futuro – responsabilidade do governo na proteção da população em relação a futuros danos; 7) o grau de colaboração entre o governo, as empresas e as organizações não-governamentais;

Na verdade, todas essas questões acabam obrigando os modelos de avaliação de riscos, para que possuam um amplo escopo e possibilidade de impacto na definição das estratégias de gerenciamento e maior legitimidade política nas tomadas de decisões que viabilizam sua implementação, a ter todos os seus pressupostos, informações, resultados e os próprios processos decisórios examinados por todas as partes afetadas, interessadas e com responsabilidade para o gerenciamento dos riscos (Canter, 1989).

Uma maior participação, particularmente das comunidades e trabalhadores, nos processos decisórios não é só desejada, mas necessária para que seja efetiva, devendo ser observadas algumas características no processo de avaliação – que envolve a análise das informações existentes e a identificação da necessidade de mais informações – e o gerenciamento de riscos – que envolve a identificação de opções e alternativas para o controle e a prevenção – para finalmente resultar nas tomadas de decisões. As principais características são: 1) envolver a maior parte do público interessado, garantindo e estimulando um amplo debate envolvendo as diversas perspectivas e valores, de modo a conduzir a alguns compromissos acerca dos objetivos e métodos, o que assegura um amplo suporte da sociedade como um todo; 2) criar mecanismos através dos quais as avaliações técnicas e de

políticas públicas possam ser geradas, distribuídas e criticadas pelos diferentes atores envolvidos; 3) prover mecanismos pelos quais os resultados das avaliações possam ser apresentados aos 'tomadores' de decisão e outros interessados na sociedade, para informar aos grupos os custos, os benefícios e os impactos das propostas de gerenciamento consideradas; 4) criar mecanismos para que os interesses conflituosos possam ser ouvidos e discutidos de modo controlado para que as opiniões divergentes possam surgir, sendo possível acomodá-las na implementação das propostas de gerenciamento; 5) criar mecanismos pelos quais a sociedade possa chegar às decisões e adotar ações úteis, ainda que estas possam ser menos do que o que possa ser considerado 'objetivamente' ideal.

A determinação de padrões claros e precisos na avaliação, bem como a definição de estratégias de gerenciamento de modo a subsidiar e facilitar os processos decisórios não é tarefa fácil, pois, desde o início, envolve interpretações e decisões que nem sempre serão aceitas pelos que estão ou serão envolvidos. Isto não significa que, como solução, se espere que os envolvidos nos processos decisórios também sejam diretamente envolvidos no processo de avaliação técnica. Deve-se garantir, embora isto ainda seja um processo em construção e de aprendizado mútuo, que sejam explicitados os pressupostos que orientaram a avaliação e as incertezas acerca das evidências existentes, assim como a participação de todos que tenham interesse direto no problema, sendo isto possibilitado através do aprendizado dos modos de pensar e avaliar as informações sobre saúde, de modo que todos compreendam as implicações das incertezas das informações e também o seu valor para os processos decisórios.

Mecanismos para resolução de conflitos ou para chegar a conclusões mesmo na ausência de consenso também podem ser necessários, já que se deve ter em conta que mesmo uma estrutura participativa nem sempre resultará em um consenso envolvendo todas as partes envolvidas no processo. Na verdade, a participação, negociação e tentativa de compromissos poderão, por vezes, resultar em oposições, em quebra de negociações, em frustração com o processo, na inabilidade de se chegar a uma concordância. Todas estas dificuldades em se chegar a uma decisão devem ser consideradas não como falha do processo vislumbrado, mas simplesmente como o reconhecimento de que em algumas instâncias, ainda que haja os melhores esforços por parte de todas as partes afetadas, o consenso não será concluído.

A quinta etapa (Figura 2) envolve realizar ações para a implementar as decisões, o que envolve algumas questões. Como pode uma ação ser implementada de modo mais rápido e flexível? (P/CCRARM, 1997; Krewski, Balbus & Jones-Butler, 2002).

As ações escolhidas para resolver o problema não só devem ser detalhadamente explicitadas, como também levadas a cabo, pois, como se observou no início, a erosão da 'confiança', fundamental para o gerenciamento de riscos, tem origem quando trabalhadores e comunidades percebem que informações lhes são negadas e que ações previstas não saem do papel. Devemos considerar as dificuldades diante da 'vulnerabilidade institucional' de nossa realidade, que se relaciona ao funcionamento da sociedade em termos das políticas públicas, processos decisórios e das instituições que atuam nos condicionantes estruturais ou pressões dinâmicas que propiciam ou agravam as situações e eventos de riscos, contribuindo para a inexistência de regulamentações específicas para os problemas e/ou para o descumprimento das regulamentações existentes, dada a contínua desestruturação do Estado que vem dificultando o controle e a prevenção – de modo adequado, integrado e abrangente – dos riscos relacionados aos agrotóxicos (Freitas et al., 2002). Esta 'vulnerabilidade institucional' impede ou mina a necessária 'confiança' para a implementação de decisões visando ao gerenciamento de riscos.

De um modo geral, a implementação de decisões requer diversas ações, em uma variedade de circunstâncias, envolvendo órgãos públicos de diferentes setores e em vários níveis (federal, estadual e municipal), empresas, trabalhadores, comunidades locais, ONGs. Entretanto, para que isto seja possível, torna-se fundamental reverter o quadro de 'vulnerabilidade institucional' e construir maior 'confiança' entre as partes. É necessário superar um sistema interinstitucional altamente fragmentado, que têm como tarefa proteger a saúde e o meio ambiente, acabando por ignorar a interdependência dos componentes ambientais e de saúde.

Ainda que muitas decisões de gerenciamento de riscos tenham sido tomadas com base nesta realidade, não se pode deixar de observar que estas têm atingido o problema de forma parcial, deixando de lado muitos aspectos importantes e vitais para a solução dos problemas de ordem ambiental. Há a necessidade urgente de um gerenciamento de riscos integrado, efetivo e participativo, o que requer uma abordagem integrada do ponto de vista setorial, a construção do conhecimento sobre o problema (que envolva, por exemplo,

a consideração de uma ampla gama de questões em jogo e se dirija à interdependência e aos efeitos cumulativos de vários problemas, considerando os vários meios, os vários contaminantes, as várias fontes de exposição e os valores públicos, as percepções e éticas). O gerenciamento de riscos deve ser suficientemente compreensível, para ser adotado e utilizado pelos responsáveis em uma diversidade de situações, e conduzir a decisões aceitáveis e efetivas. Deve ser flexível de modo que seu uso possa ser equilibrado para a importância das decisões a serem tomadas.

A sexta etapa (Figura 2) envolve monitorar e avaliar os resultados das ações, permitindo diagnosticar a sua efetividade. Esta etapa é de fundamental para fechar um ciclo, mas não o processo de avaliação e gerenciamento dos riscos, já que na maior parte dos casos as ações realizadas não possuem um acompanhamento para assegurar que tenham sido levadas a cabo e tenham sido eficazes para analisar sua efetividade e seus custos ou mesmo comparar os resultados com as estimativas realizadas no estágio da decisão. O monitoramento ambiental e a vigilância em saúde sobre os efeitos das ações escolhidas sobre um problema, assim como discussões com os diversos atores envolvidos, devem se constituir em subsídios que permitam analisar as relações entre intervenções e mudanças nos indicadores de saúde e meio ambiente.

Para tanto, os critérios deste acompanhamento devem ser especificados anteriormente, com a participação dos diferentes atores, definindo não só os indicadores tradicionais e oriundos das diferentes disciplinas científicas, mas também outros indicadores alternativos e mais voltados para a realidade dos trabalhadores e comunidades locais. Esta etapa de avaliação deve permitir redefinir o problema original, reconsiderar as ações e até mesmo os estágios repetidos, se necessário, possibilitando uma avaliação e um gerenciamento de riscos que não seja linear, mas integrado, participativo e em ciclos gerando o necessário aprendizado para a solução dos problemas ambientais e de saúde relacionados aos agrotóxicos (P/CCRARM, 1997; Krewski, Balbus & Jones-Butler, 2002).

Figura 1 – Etapas da avaliação e do gerenciamento de riscos

PESQUISA

AVALIAÇÃO DE RISCO

Observações em laboratório e de campo de efeitos adversos à saúde causados por exposições a agentes químicos específicos

Identificação de perigo (O agente causa efeitos adversos?)

Métodos de informação e extrapolação da exposição de animais a altas doses para humanos expostos a baixas doses

Avaliação dose resposta (Qual a relação entre a dose e a incidência de danos em humanos?)

Medições de campo, estimativas de exposições, caracterização das populações

Avaliação da exposição (Que exposições são normalmente experimentadas ou antecipadas sob diferentes condições?)

Caracterização de risco (Qual a incidência estimada dos efeitos adversos na população em estudo?)

Desenvolvimento das opções regulamentadoras

Avaliação das consequências à saúde pública, à economia, à sociedade e às políticas

Tomadas de decisões

Fonte: EPA, 1991.

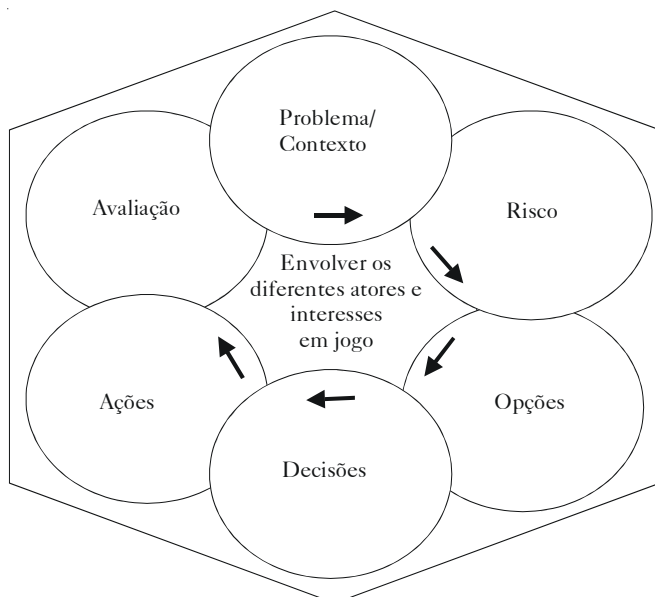
Figura 2 – Estrutura para a avaliação e o gerenciamento de riscos

Fonte: P/CCRARM, 1997.

Figura 3 – Classificação sistemática das perspectivas de risco

	ABORDAGENS INTEGRADAS						
	Abordagem Atuarial	Epidemiologia e Toxicologia	Análise Probabilística de	Economias	Psicobgia	Teoria Social	Teoria Cultural
Seleção da Unidade Básica	Valor Esperado (VE)	Valor Modelado	Valor Esperado Sintetizado	Utilidade Esperada (UE)	Utilidade Esperada Subjetivamente	Eqüidade e Participação	Valores Compartilhados
Escolha das Metodologias	Extrapolação	Experimentos / *Surveys* em Saúde	Análises de Árvore de Falhas e de Eventos	Análise de Risco-Benefício	Psicometrias	*Surveys* / Análises Estruturadas	Análise de grade-grupo
Complexidade das Medidas de Risco	Universal	Saúde & Meio Ambiente	Segurança	Universal	Percepções Individuais	Interesses Sociais	Padrões Culturais
	Unidimensional	Unidimensional	Unidimensional	Unidimensional	Multidimensional	Multidimensional	Multidimensional
	Média sobre o Espaço, Tempo e Contexto			Agregação de Preferências		Relativismo Social	
Função Instrumental	Poder Preditivo	Transferência para Humanos / Variáveis Inrvenientes	Modo Comum de Falha	Denominador Comum	Relevância Social	Complexidade	Validade Empírica
Objetivo	Seguro	Saúde / Proteção do Meio Ambiente	Engenharia de Segurança	Processo Decisório	Processo Decisório e Regulamentação / Resolução de Conflitos (Mediação) Comunicação de Risco		
Função Instrumental e Social	Divisão de Riscos	Alerta Antecipado: Estabelecimento de Padrões	Alerta Antecipado: Melhoria dos Sistemas	Alocação de Recursos	Avaliação Individual	Justiça e Eqüidade / Aceitabilidade Política	Identidade Cultural
	Redução de Risco e Seleção para Processos Decisórios (Confrontando-se com incertezas) — Avaliação ... Legitimação Política						

Fonte: Renn, 1992.

CONCLUSÃO

No contexto apresentado, os agrotóxicos se inserem como um enorme desafio para a avaliação e o gerenciamento de riscos, pois a aplicação de venenos agrícolas, conforme lembra Garcia (2001: 4), "é provavelmente a única atividade produtiva em que a contaminação do ambiente de trabalho é intencional, e mais do que isso, é o propósito da atividade".

Dessa forma, é fundamental discutir medidas que englobem desde a regulamentação e o controle de vendas dos agrotóxicos – a exigência do Receituário Agronômico, mudanças nos modos de produção, nas jornadas de trabalho, na melhoria e na adequação dos equipamentos de proteção individual, na 'decodificação' das instruções na rotulagem dos produtos (simplificação dos avisos de perigo) e na destinação final de embalagens e reciclagem daquelas passíveis de retorno à indústria agroquímica – até a busca de alternativas sociais e técnicas para a produção no meio rural de alimentos em pequena e grande escalas.

A avaliação e o gerenciamento de riscos devem, em um contexto voltado para a democracia e a sustentabilidade, não só incorporar a participação de trabalhadores e comunidade (se é que neste caso podem ser separados) em todas as etapas, como também estar associados a uma re-estruturação no pensar científico e fazer político, de forma a contemplar aspectos socioeconômicos, culturais e ambientais como áreas integradas e comunicantes, que interagem dinamicamente e que precisam ser avaliadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARCURI, A. S. A. et al. Proposta de encaminhamento da questão da gestão racional de produtos químicos no Brasil. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE SEGURANÇA QUÍMICA, 1998, São Paulo. *Anais...* São Paulo: CNQ-CUT/Fundacentro, 1998.

ANDEF (Associação Nacional de Defesa Vegetal). *Vendas de inseticidas por estados brasileiros* (1997–1999), 2003. Disponível em: http://www.andef.com.br.

AZEVEDO, G. & MENDONÇA, S. Measuring exposure to organochlorinated pesticides. *Cadernos de Saúde Pública*, 14 (Supl. 3): 177-179, 1998.

BRÉGA, S. M. et al. Clinical, cytogenetic and toxicological studies in rural workers exposed to pesticides in Botucatu, São Paulo, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 14 (Supl. 3): 109-115, 1998.

CAPRA, F. *A Teia da Vida*. São Paulo: Cultrix, 1996.

CANTER, L.W. *Environment Risk Assesment and Management: a literature review*. México: Pan American Center for Humam Ecology and Health, 1989.

CARLSEN, E. et al. Evidence for decreasing quality of semen during past 50 years. *British Medical Journal*, 305: 609-613, 1992.

CARSON, R. *Silent Spring*. Boston: Houghton Mifflin, 1962.

CHARNLEY, G. *Democratic Science: enhancing the role of science in stalkeholder-based risk management decision-making*. Washington D.C.: Health Risk Strategies, 2000.

CHEVASSUS-AU-LOUIS, B. *Prevention, precaution, consumer involvement: which model for food safety in the furure?* In: OECD CONFERENCE ON THE SCIENTIFIC AND HEALTH ASPECTS OF GENETICALLY MODIFIED FOODS, Edinburgh, 2000.

CGG (Comission on Global Governance). *An Overview of Our Global Neighbourhood: the report of the commission on global governance*. Londres: United Nations Organization, 1995.

CNUMAD (Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento). *Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento – Agenda 21*. Brasília: Editora do Senado Federal, 1992.

CORVALÁN, C. & KJELLSTRÖM, T. Health and environment analysis for decision-making. In: BRIGGS, D.; CORVALÁN, C. & NURMINEM, M. (Eds.) *Linkage Methods for Environment and Health Analysis*. Genebra: WHO; 1996.

COVELLO, V. & MUMPOWER, J. Risk analysis and risk management: an historical perspective. *Risk Analysis*, 5: 103-120, 1985.

DE MARCHI, B. & RAVETZ, J. Risk management and governance: a post-normal science approach. *Futures*, 31(7): 743-757, 1999.

DOUGLAS, M. Les études de perception du risque: un état de l'art. In: FABIANI, J-L. & THEYS, J. (Orgs). *La Société Vulnérable: évaluer et maîtriser les risques*. Paris: Presses de L'École Normale Supérieure, 1987.

DOUGLAS, M. & WILDAVSKY, A. *Risk and Culture: an essay on selection of technological and environmental dangers*. Berkerley: University of California Press, 1981.

EPA (Environmental Protection Agency). *Principios de Evaluación del Riesgo*. México: Centro Panamerico de Ecologia Humana y Salud, 1991.

EPSTEIN, S. S. Corporate crime: why we cannot trust industry-derived safety studies. *International Journal of Health Services*, 20: 443-458, 1990.

ESTADO DE S. PAULO. *Fábrica da Shell polui água da região de Paulínia*, 17/2/2001. Disponível em: http://www.estado.estadao.com.br/editoriais/2001/02/17/ger633.html.

FGV (Fundação Getúlio Vargas). *Dicionário de Ciências Sociais*. Rio de Janeiro: FGV, 1987. 2v.

FIORINO, D. J. Technical and democratic values in risk analysis. *Risk Analysis*, 9: 293-299, 1989.

FINKELMAN, J. Chemical wafety and health in latin america: an overview. *The Science of the Total Environment*, 188 (Supl. 1): S3-S29, 1996.

FREITAS, C. M. A avaliação de riscos como ferramenta para a vigilância ambiental em saúde. *Informe Epidemiológico do SUS*, suplemento, ago. 2003.

FREITAS, C. M. & GOMEZ, C. M. Análise de riscos tecnológicos na perspectiva das ciências sociais. *História, Ciências, Saúde - Manguinhos*, 3: 485-504, 1997.

FREITAS, C. M. et al. Chemical safety, health and environment: prospects for governance in the brazilian context. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(1): 249-256, 2002.

FUNDACENTRO. *Agrotóxicos e saúde do trabalhador rural*, 2002. Disponível em: http://www.fundacentro.gov.br.

FUNTOWICZ, S. O. & RAVETZ, J. R. Science for the post-normal age. *Futures*, 25: 739-755, 1993.

GARCIA, E. G. *Segurança e Saúde no Trabalho Rural: a questão dos agrotóxicos*. São Paulo: Fundacentro, 2001.

GIDDENS, A. *Mundo em Descontrole: o que a globalização está fazendo de nós*. Rio de Janeiro: Record, 2000.

GILLESPIE, B.; EVA, D. & JOHNSTON, R. Carcinogenic risk assessment in the United States and Great Britains: the case of Aldrin/Dieldrin. *Social Studies of Science*, 9: 265-301, 1979.

GUIVANT, J. S. Reflexividade na sociedade de risco: conflitos entre leigos e peritos sobre os agrotóxicos. In: FREITAS, C. M et al. (Orgs.) *Qualidade de Vida* & *Riscos Ambientais*. Niterói: Eduff, 2000.

IFCS (International Forum on Chemical Safety). *Executive Summary: Forum II Agreed Action Items and Recommendations - Recommendations to the United Nations General Assembly Special Session UNGASS to be held June 1997*. Canadá: IFCS, 1997.

IPCS (International Programme on Chemical Safety). *IPCS News: the newsletter of the international programme on chemical safety, 01*. Genebra: WHO/Unep/ILO, 1992. (Mimeo.)

IPCS/IRPTC (International Programme on Chemical Safety/International Register of Potentially Toxic Chemicals). *Computadorized Listining of Potentially Toxic Chemicals*. Genebra: WHO/Unep/ILO, 1992.

JASANOFF, S. Bridging the two cultures of risk analysis. *Risk Analysis*, 13: 123-129, 1993.

KORTE, F. & COULSTON, F. Some considerations of the impact of energy and chemicals on the environment. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 19: 219-227, 1994.

KREWSKI, D.; BALBUS, J. & JONES-BUTLER, D. Managing health risks from drinking water: a report to the walkerton inquiry. *Journal of Toxicology and Environmental*, 65: 1635-1823, 2002.

KRIEGER, N.et al. Breast cancer and serum organochlorines: a prodpective study among white, black and asian women. *J Natl Cancer Institute*; 86: 589-599, 1994.

LAGADEC, P. *La Civilisation du Risque: catastrophes technologiques et responsabilité sociale*. Paris: Seuil, 1981.

LEFF, E. *Saber Ambiental*. Petrópolis: Vozes, 2002.

MACNAGHTEN, P. & URRY, J. *Contested Natures*. Londres: Sage Publications Ltd., 1998.

MACNEILL, J.; WINSEMIUS, P. & YAKUSHIJI, T. *Para Além da Interdependência: a relação entre a economia mundial e a ecologia da terra*. Rio de Janeiro: Jorge Zahar Editor, 1992.

MENKES, J. Limits of rationality. In: COVELLO, V. T. et al. (Orgs). *Environmental Impact Assessment, Technology Assessment and Risk Analysis: contributions from the psychological and decision sciences*. Berlim: Springer-Verlarg, 1985.

MEYER, A.; SARCINELLI, P. N. & MOREIRA, J. C. Estarão alguns grupos populacionais brasileiros sujeitos à ação de disruptores endócrinos? *Cadernos de Saúde Pública*, 15(4): 845-850, 1999.

MOATTI, J-P. & LEFAURE, C. Les ambiquïtés de l'acceptable: perception des risques et controverses sur les technologies. *Culture Technique*, 11: 315-332, 1983.

MURTI, C. R. K. Industrialization and emerging environmental health issues: lessons from the bophal disaster. *Toxicology and Industrial Health*, 7: 153-164, 1991.

NELKIN, D. *Technological Decisions and Democracy: European experiments in public participation*. Londres: Sage Publications, 1977.

O'BRIEN, M. *Making Better Environmental Decisions: an alternative to risk assessment*. Massachussets: The MIT Press, 2000.

OTWAY, H. J. Regulation and risk analysis. In: OTWAY, H. J. & PELTU, M. (Eds.) *Regulating Industrial Risks: science, hazards and public protection*. Londres: Butterworths, 1985.

OTWAY, H. J. Public wisdom, expert fallibility: toward a contextual theory of risk. In: KRIMSKY, S. & GOLDING, D. (Eds). *Social Theories of Risk*. Londres: Praeger, 1992.

P/CCRARM (The Presidential/Congressional Comission on Risk Assessment and Risk Management). *Framework for Environmental Health Risk Management: final report*, Washington DC: P/CCRARM, 1997. v.1.

PIMENTEL, D. et al. Environmental and economic impacts of reducing US agricultural pesticides use. In: PIMENTEL, D. & LEHMAN, H. (Eds). *Pesticide Question-Enviroment, Economics and Ethics*. Nova Iorque: Chapman & Hall Inc., 1993.

PLESTINA, R. & MERCIER, M. Human health and environmental hazards arising from the use of chemicals in developing countries: chemical safety and health in latin america: an overview. *The Science of the Total Environment*, 188 (Supl. 1): S135-S140, 1996.

PORTO, M. F. S. & FREITAS, C. M. Análise de riscos tecnológicos ambientais: perspectivas para o campo da saúde do trabalhador. *Cadernos de Saúde Pública*, 13(Supl. 2): 109-118, 1997.

RENN, O. Risk analysis: scope and limitations. In: OTWAY, H. & PELTU, M. (Eds.). *Regulating Industrial Risk: science, hazards and public protection*. Londres: Butterworths, 1985.

RENN, O. Concepts of risk: a classification. In: KRIMSKY, S. & GOLDING, D. (Eds.) *Social Theories of Risk*. Londres: Praeger, 1992.

ROSA, E. A. et al. *Risk as Challenge to Cross-Cultural Dialogue.* In: CONGRESS: DIALOGUE BETWEEN CULTURES AND CHANGES IN EUROPE AND THE WORLD, 32, Trieste, 3-7 jul. 1995.

SÁ, I. M. de B. Os agrotóxicos e seus prejuízos à saúde humana: incertezas mensuráveis ou certezas imensuráveis? *Revista Interface: comunicação, saúde e educação*, 2002.

SCHAKLEY, S.; WYNNE, B. & WATERTON, C. The past, present and future potential of complex thinking. *Futures*, 28(3): 201-225, 1996.

STARR, C. Social benefit versus technological risk: what is our society willing to pay for safety? *Science*, 165: 1232-1238, 1969.

STARR, C.; RUDMAN, R. & WHIPPLE, C. Philosophical basis for risk analysis. *Annual Review of Energy*, 1: 629-662, 1976.

THEYS, J. La sociéte vulnérable. In: FABIANI, J-L. & THEYS, J. (Orgs). *La Société Vulnérable: évaluer et maîtriser les risques*. Paris: Presses de L' École Normale Supérieure, 1987.

VANT'VEER, P. et al. DDT (dicophane) and postmenopausal breast cancer in the Europe: case-control study. *BMJ*, 315: 81-85, 1997.

WYNNE, B. Uncertainty and environmental learning: reconceiving science and policy in the preventive paradigm. *Global Environmental Change*, 2: 111- 127, 1992.

WOLFF, M.S. et al. Blood levels of organochlorine residues and risk of breast cancer. *Journal of the National Cancer Institute*, 85: 648-652, 1993.

11

OS DESAFIOS DA CONSTRUÇÃO DE UMA ABORDAGEM METODOLÓGICA DE DIAGNÓSTICO RÁPIDO DA PERCEPÇÃO DE RISCO NO TRABALHO

Frederico Peres

INTRODUÇÃO

Ao longo dos últimos dois séculos, o trabalho rural vem experimentando uma série de modificações em seus processos produtivos, principalmente no que diz respeito à implantação de novas tecnologias no meio rural. As enxadas, que tanto calejavam as mãos dos lavradores, puderam ser substituídas, em parte, por tratores de arado, colheitadeiras, ceifadeiras, esteiras selecionadoras e outros equipamentos, que passam a fazer parte da rotina do trabalhador rural.

O arsenal tecnológico que chega ao campo na primeira metade do século passado traz consigo uma série de agravos à saúde do homem do campo, determinados, sobretudo, pela automação das lavouras, aumento da produtividade e o implemento de técnicas de combate às pragas com base no uso de agentes químicos. As mudanças no processo produtivo e o implemento tecnológico, de uma maneira geral, podem estar, também, associadas à exclusão e marginalização dos trabalhadores rurais que não têm acesso a estas tecnologias, levando a uma inserção na economia de mercado desfavorável e injusta.

A necessidade de modernização dos valores e práticas rurais foi, em muitos casos, apontada como ponto estratégico para a superação deste impedimento. Tal fato, entretanto, tornou-se pernicioso ao constituir-se como determinante de uma série de práticas exploratórias, relacionadas

às ações de extensão rural, que estabelecem a manutenção de uma postura social sectária com relação ao homem do campo, freqüentemente considerado "culturalmente impedido" de participar de um processo decisório-social, no qual é o principal ator, necessitando, então, de ser "cuidado", "tratado" e "assistido por aqueles que, de direito, possuem o conhecimento necessário para tal" (Peres, 1999). De acordo com Calazans, Castro & Silva (1985: 138):

> O que se chama de 'realidade da população' é quase sempre em tais programas [de educação rural] visto como um complexo de carências. Trata-se de uma realidade negativa. A carência econômica e suas seqüelas merecem sempre em tal esquema um tratamento segundo o qual tudo o mais não passaria de um corolário dessa carência econômica fundamental, encarada em tal discurso, ou por este manipulada de tal forma que termina sendo um determinante absoluto. Vê-se então o homem do campo desnutrido (carente de alimentos), ignorante (carente de informações), doente (carente de saúde), isolado (carente de contatos com o exterior), anômico (carente de laços sociais sólidos e consistentes, ou avessos à solidariedade social).
> Portanto será preciso alimentá-lo, informá-lo, curá-lo, aproximá-lo do mundo e criar para ele uma rede social e identificar seu papel relativo dentro dessa rede.

O distanciamento entre o homem do campo e a população urbana, mais que uma simples questão espacial, é um dado cultural, social e profundamente marcado pelas especificidades do trabalho. Por mais que o homem do campo esteja inserido no modo de produção capitalista, e por mais que viva dentro de um modelo 'urbanizado' (Santos, 1994), grande parte das relações sociais observadas entre as populações rurais é estranha ao universo urbano, seja na limitação do lazer destes grupos (influenciada pelas extenuantes jornadas de trabalho, pela distância física dos centros urbanos e pelos horários particulares), seja pelos padrões de linguagem e saberes próprios.

Segundo Calazans, Castro & Silva (1985: 137), estas relações são construídas à margem dos interesses das populações rurais, consideradas isoladas a partir de um referencial etnocêntrico, que mantém o diferencial nesta "balança social", possibilitando a continuidade desta estrutura social injusta e desfavorável: "A integração, relativa e desfavorável, já foi feita na medida em que tais populações produzem matéria-prima para a indústria, ou alimentos para o consumo natural ou externo.

Fazem parte, portanto, de um sistema injusto". Injustiça esta socialmente aceita em razão de uma questão maior, em que o homem do campo nunca chegará a ter o papel do homem da cidade, para que este nunca tenha de desempenhar o papel do homem do campo.

É presumível que toda e qualquer ação de grupos de pesquisa e/ou extensão rural tenha impactos significativos (positivos e negativos) sobre o homem do campo. Tal situação é evidenciada, particularmente, quando levamos em consideração a construção de imagens feita pelas populações urbanas acerca do universo do homem do campo, freqüentemente estereotipadas e fundadas em referenciais tecnicistas, em que este personagem é visto como preguiçoso, desconfiado, ignorante, carente e, sobretudo, como um indivíduo inserido em um modo de vida anacrônico.

Impregnado por este universo simbólico, o profissional/técnico leva ao campo todas as distorções de imagem do personagem rural, reforçado por vícios etnocêntricos advindos de sua formação especialista/técnica. Estas distorções atendem a uma série de conveniências no campo, como a imposição de uma visão de mundo 'profissional', tecnicista, que desconsidera os saberes advindos da cultura popular, em uma prática exploratória que Paulo Freire (1992: 64) define como uma "invasão cultural":

> A propaganda, os slogans, os 'depósitos', os mitos, são instrumentos usados pelo invasor para lograr seus objetivos: persuadir os invadidos de que devem ser objetos de sua ação, de que devem ser presas dóceis de sua conquista. Daí que seja necessário ao invasor descaracterizar a cultura invadida, romper seu perfil, enchê-la inclusive com subprodutos da cultura invasora.

Na tentativa de romper com tais práticas, tomou-se o cuidado de estabelecer alguns limites que, certamente, contribuíram para a qualidade dos resultados obtidos e, concomitantemente, para a legitimação da metodologia desenvolvida.

Ao pensar em um estudo da percepção de riscos, por parte de um grupo de agricultores, de suas práticas de trabalho, alguns pressupostos (metodológicos) se colocaram como marcos fundamentais para o balizamento das ações que seriam empreendidas em campo:

- o acesso aos trabalhadores deveria se dar nos horários e locais de melhor conveniência para eles, evitando longos deslocamentos e desarticulação de sua rotina diária;

- a interlocução entre técnicos e agricultores jamais deveria acontecer de forma impositiva ou verticalizada; deveria fluir o mais espontaneamente o possível. Os objetos comunicados seriam situados, então, em um universo de significância comum aos dois grupos, evitando constrangimentos a um e a outro grupo;
- o pesquisador levaria ao campo sua visão de mundo, sua cultura, sua aprendizagem e sua 'bagagem' técnica, mas sem jamais impô-las ao agricultor, construindo um processo de aprendizado mútuo e simultâneo, cujos resultados pudessem ser apreendidos pelos dois grupos;
- o instrumento de coleta de dados deveria possibilitar ao trabalhador expressar suas angústias, temores, anseios, crenças, expectativas etc., sem jamais tolhê-lo em sua narrativa, mas, ao mesmo tempo, deveria direcionar a condução do processo para o objeto de investigação. Este instrumento deveria, ainda, permitir ao pesquisador analisar pequenos aspectos da subjetividade dos trabalhadores que pudessem se configurar como determinantes da exposição individual aos perigos relacionados com o processo de trabalho;
- a metodologia deveria evitar padronizações que pudessem impedir o pesquisador de visualizar questões e problemas individuais, que viessem a se caracterizar como determinantes da exposição individual aos perigos relacionados com o processo de trabalho; ao mesmo tempo, deveria permitir o desvelamento de questões próprias ao grupo estudado.

Uma vez observados tais pressupostos, iniciou-se a construção de uma abordagem metodológica baseada nos referenciais da pesquisa qualitativa em saúde (Minayo, 1996; Minayo et al., 1998). Nesse momento, o principal obstáculo à realização do presente trabalho era o (curto) tempo: o tempo que os trabalhadores tinham disponível para dialogar com o pesquisador era exíguo, devido à longa jornada de trabalho e ao fato de serem pequenos produtores rurais, o que lhes impõe um processo de plantio e colheita contínuo, impedindo a existência de períodos de entressafra. O tempo que o pesquisador tinha disponível para a pesquisa de campo – que incluía longas viagens, permanência em campo por três ou quatro dias e grandes deslocamentos entre as propriedades, geralmente feitos por caminhos de difícil acesso – também era curto.

Para Manderson & Aaby (1992: 840), o tempo é um dos fatores fundamentais para a boa condução de um estudo de campo e, conseqüentemente, para a acuidade da pesquisa: "O tempo no campo é relativamente curto. Sem o tempo necessário para se testar a validade dos dados, é necessária a incorporação de múltiplos métodos ao estudo, com a devida explicação dos tópicos de pesquisa e do processo de amostragem".

Dentro deste cenário, as metodologias qualitativas de investigação com base em diagnóstico rápido se configuravam como solução ao dilema que se apresentava.

As metodologias qualitativas de investigação através de métodos de diagnóstico rápido (sobretudo os Procedimentos de Diagnóstico Rápido, do inglês Rapid Assessment Procedures – RAP) constituem importantes ferramentas para a avaliação de aspectos relacionados com a saúde de grupos populacionais específicos, em que a disponibilidade para a coleta de dados (informantes, tempo para a realização das entrevistas, distâncias entre as áreas-foco e os centro urbanos etc.) é restrita e a acuidade das respostas é um fator essencial à credibilidade do projeto.

Apresenta-se, aqui, uma análise crítica de algumas abordagens qualitativas de investigação, com base em métodos de diagnóstico rápido, e relata-se um estudo de caso sobre o processo de construção de uma abordagem metodológica de diagnóstico rápido da percepção de risco no trabalho rural, alicerçada nos procedimentos de diagnóstico rápido (RAP) e adaptada à realidade do trabalhador rural brasileiro.

MÉTODOS QUALITATIVOS DE DIAGNÓSTICO RÁPIDO: uma análise crítica

Ao iniciar uma proposta visando ao desenvolvimento de uma abordagem teórico-metodológica de rápido acesso, baseado nas metodologias dos procedimentos de diagnóstico rápido, deve-se fazer um recorte, indicando os métodos qualitativos de investigação como marcos norteadores e, assim, definir um caminho para o acesso às informações pretendidas.

A escolha dos marcos norteadores de um método investigativo se dá, freqüentemente, em função do tipo de informação pretendida. Em muitos casos, a melhor abordagem envolve a combinação de diferentes metodologias, no sentido de construir, de maneira mais acurada, o cená-

rio no qual se desenvolve a investigação (Freudenberger, 2002). Optou-se, aqui, pela utilização dos referenciais dos estudos RAP para a construção de uma abordagem de diagnóstico rápido que permitisse a participação do trabalhador no processo de coleta de dados, não apenas como espectador ou fonte da informação, mas como agente responsável pela condução do processo e definição dos caminhos que deveriam ser seguidos, dentro de um processo participativo.[1]

Ao deparar-se com uma situação de iminente perigo, uma pessoa responde de acordo com as suas crenças, experiências, imagens e informações construídas ao longo de sua trajetória de vida. A percepção deste perigo é fruto da associação de todos estes determinantes com o cenário em que se encontra, no momento em que se dá tal fato. Desta forma, embora a percepção de risco seja historicamente construída, é datada: está intimamente relacionada ao momento presente, aos fatos cotidianos e à subjetividade daquele que percebe o risco (Peres, 2002).

Assim, nos estudos de percepção de risco, devem-se considerar o momento histórico em que o mesmo se dá, os fatos cotidianos, as notícias que estão circulando na mídia e os diversos aspectos que cercam a vida do informante naquele momento. Por esta razão, e pelas dificuldades de acesso às comunidades rurais anteriormente apontadas, é que entende-se aqui que um estudo da percepção de risco no trabalho rural deve se dar a partir de um método de investigação de diagnóstico rápido.

Os procedimentos de diagnóstico rápido (RAP) são métodos de investigação que auxiliam o trabalho de profissionais da saúde e das ciências humanas no diagnóstico rápido de situações de saúde e doença relacionadas a aspectos comportamentais de grupos populacionais e/ou populações. De acordo com Scrimshaw & Hurtado (1992: 38), "os RAPs são metodologias holísticas construídas para organizar macro e microdados em um único nível, o que envolve a síntese de dados das estruturas da saúde e crenças e/ou percepções das populações sobre saúde em sua relação com o comportamento".

[1] Entendemos como métodos participativos aqueles que permitem a inserção do trabalhador no processo de construção da pesquisa, possibilitando-lhe expressar as preocupações, crenças e posições, e não apenas responder àquilo que outras pessoas lhe perguntam. Tais métodos se contrapõem aos chamados métodos 'verticais' ou 'verticalizados' (do inglês *top-down methods*), que preconizam que as principais decisões sobre a condução e os conteúdos a serem solicitados aos informantes sejam tomadas por 'especialistas' (estes aqui entendidos como o oposto aos membros da comunidade em questão).

Na década de 70, os procedimentos de diagnóstico rápido surgiram em resposta ao trabalho de diversos grupos de pesquisa, em todo o mundo, que buscavam meios de planejar melhorias no processo agrícola e responder rapidamente a desastres naturais. Largamente utilizados na África, Índia e América Latina, os estudos tipo RAP representaram uma alternativa viável aos altos custos e limitações (sobretudo de tempo) de metodologias de investigação com base em inquéritos epidemiológicos e estudos antropológicos 'clássicos'. Uma das mais importantes inovações trazidas pelos estudos tipo RAP foi o envolvimento de atores locais no processo de coleta de dados, garantindo um 'ajuste' fino às questões levantadas.

Esta metodologia possibilitou a incorporação de informações subjetivas, crenças e percepções das populações locais em projetos de extensão e pesquisa, fato este impossível de se obter com métodos quantitativos de larga escala. Mais importante: este método possibilitou o reconhecimento de que as populações locais possuem um saber inestimável, indispensável à elaboração/execução de ações locais.

Embora os procedimentos de diagnóstico rápido sejam freqüentemente identificados como um conjunto de ferramentas aplicadas à pesquisa qualitativa, devem ser entendidos de forma mais abrangente, como uma abordagem metodológica de diagnóstico situacional rápido, com base nos referenciais das ciências sociais e da antropologia. De acordo com Gleason (1992: 217):

> Não é suficiente simplesmente aplicar uma ou mais ferramentas para coletar dados e chamar o documento resultante de RAP. Existem teorias e conceitos de diversos campos, particularmente da antropologia, os quais compõem a estrutura do RAP, propriamente dita. O ferramental do RAP é orientado pela comunidade, participativo, flexível e aberto.

Os procedimentos de diagnóstico rápido se desenvolveram além da antropologia, embora encontrem nesta área do saber suas raízes mais profundas. Atualmente, seu ferramental metodológico vem sendo utilizado por profissionais das mais diversas áreas, como a educação, a medicina, as ciências sociais e as ciências da saúde em geral. Apesar de não haver um limite para o seu emprego, faz-se necessário o conhecimento de alguns conceitos e referenciais da antropologia para a sua correta utilização.

Tais metodologias vêm sendo amplamente utilizadas por agências internacionais, tais como a Organização Mundial da Saúde (OMS), o Banco Mundial e o Fundo das Nações Unidas para a Infância (Unicef), sendo restrita a ocorrência atual de estudos baseados nos procedimentos de diagnóstico rápido em universidades e centros de pesquisa.

A utilização e o desenvolvimento das metodologias de diagnóstico rápido por grandes agências internacionais acabou por padronizá-las, limitando sua abrangência e, assim, diminuindo significativamente o grau de acuidade de seus métodos:

> O uso dos procedimentos de diagnóstico rápido encontra os mesmos constrangimentos relacionados à desconfiança e a burocratização excessiva que outros esforços relacionados a um fluxo de informação entre camadas hierárquicas e departamentos, assim como dificuldades relacionadas à facilitação de mecanismos participatórios no planejamento, desenvolvimento e implementação de tais iniciativas. (Murphy, 1992: 326)

Ainda segundo a autora, o uso destas metodologias depende de mudanças radicais no modo como os projetos de pesquisa-ação são concebidos nestas agências:

> De uma concepção rígida, onde os objetivos e estratégias são formulados no nível central das agências, juntamente com um programa inicial detalhado, a ser cumprido com pequenas modificações, é feita uma tentativa de mudança para um processo interativo, onde diversos métodos são utilizados para identificar o que as pessoas estão fazendo, porque e qual seu comportamento frente ao objeto de estudo. Isto implica na aceitação que o programa de trabalho, a estratégia de implementação e os objetivos podem necessitar de uma revisão baseada na experiência. (Murphy, 1992: 326)

De uma maneira mais geral, aceitar as condições ideais para a realização de um procedimento de diagnóstico rápido é aceitar que os indivíduos com os quais se deseja trabalhar têm conteúdos e saberes que os investigadores, 'especialistas', não detêm. Tal fato vai de encontro ao *establishment* das agências:

> Métodos que trabalham com opiniões, fatos e desejos de grupos populacionais específicos freqüentemente promovem mudanças radicais na cultura institucional, especialmente no modo como os

> dirigentes e corpo técnico vêem sua posição em relação aos seus clientes. Atividades como estudos diagnósticos, diagnósticos rápidos de uma realidade existente, entrevistas abertas e discussões em grupo reconhecem implicitamente que as populações estudadas detêm um conhecimento e informações valiosas para a agência que está provendo o serviço. O inverso também é verdadeiro: existe a implicação, nesta aceitação, de que os profissionais altamente capacitados e os dirigentes não dispõem de todas as respostas. (Murphy, 1992: 327)

Tais questões se fazem presentes não somente no corporativismo das grandes agências. A dificuldade que um pesquisador ou integrantes de grupos de pesquisa têm em aceitar que a condução de seu projeto seja direcionada pelo grupo 'estudado' acarreta conseqüências diretas à estrutura do método empregado, que, freqüentemente, fica limitado às questões que aquele pesquisador, ou grupo de pesquisa, entende(m) como sendo representativas de uma realidade construída a partir dos próprios referenciais.

OS LIMITES DO QUESTIONÁRIO, OS LIMITES DO MÉTODO

Outro importante desafio à condução de um estudo com base nos procedimentos de diagnóstico rápido está na escolha do instrumento de coleta de dados. Diversos métodos, como grupos focais, entrevistas, observações participantes e questionários são utilizados, muitas vezes pouco criteriosamente e sem o cuidado de adequar o instrumento à realidade da audiência. Sobretudo neste último caso, os questionários aparecem como o instrumento mais limitado, embora o mais amplamente utilizado.

Alguns autores alertam para as dificuldades de coleta de dados a partir de questionários padronizados que, na maioria das vezes, são traduzidos simplesmente para o idioma local, sem haver uma adaptação à realidade da população para a qual este se destina. Aaronson et al. (1998) apontam diversos problemas encontrados durante o processo de tradução e validação de um questionário sobre condições de saúde e sua relação com hábitos diários (SF-36, desenvolvido nos Estados Unidos no início da década de 80). Este questionário, ao ser traduzido do inglês para o neerlandês, foi aplicado a uma amostra significativa da população

de Amsterdã, onde se pôde observar diversas questões relacionadas com às respostas da população (que diferiam de estudos anteriores em que se haviam utilizado outros métodos), incluindo questões de ordem cultural (como determinados hábitos presentes no questionário que não faziam parte da rotina daquela população) entre outras mais gerais, como as unidades de medida, que eram mais evidenciadas entre indivíduos de grupos populacionais minoritários (como imigrantes, população de rua e dos campos – Aaronson et al., 1998). Somente com base nos resultados desta investigação preliminar, iniciou-se um trabalho, por parte de um grupo técnico do governo holandês, de adaptação das questões presentes no questionário que, assim, possibilitou a validação do instrumento, atualmente adotado naquele país.

Em estudo semelhante, realizado na Espanha por Badia et. al., utilizou-se o mesmo questionário (SF-36) como subsídio à elaboração de outro, para investigar a qualidade de vida de pacientes com osteoporose. O processo de construção deste novo questionário teve de passar, ao final das etapas de tradução e adaptação, por um ajuste qualitativo, feito por um grupo de especialistas em diagnóstico da qualidade de vida e médicos. Eles encontraram diversas redundâncias no escopo deste instrumento, além de questões que não eram compreendidas pelos pacientes entrevistados (Badia et al., 2002). Outros autores, como Romero-Mendoza & Medina-Mora (1997), Suárez-Pérez et al. (1998), Webb et al. (2002) e Wildner, Fischer & Brunner (2002) também apresentam, em seus respectivos estudos, achados semelhantes e, ao mesmo tempo que reafirmam a importância e a relevância dos questionários padronizados para as investigações do campo da saúde, ressalvam a necessidade do processo de validação destes instrumentos, a partir de outros parâmetros de análise.

Santana et al. (1997), em estudo sobre confiabilidade de questionário para triagem de transtornos mentais, apresentaram diversas falhas na aplicação do QMPA (Questionário de Morbidade Psiquiátrica em Adultos), quando comparado com a avaliação dos respondentes por um psiquiatra. As perguntas referentes a experiências subjetivas encontravam-se na faixa mais baixa de acordos entre os dados do questionário e o do exame clínico, com apenas 60% de consensos. A maioria das estimativas mostradas no questionário encontrava-se na faixa de baixas concordâncias, quando comparadas ao exame clínico. De acordo com os autores o uso de questionários padro-

nizados "pode levar a estimativas de indicadores populacionais de morbidade enviesados, sempre na direção da subestimação". Para eles, uma explicação possível para a baixa taxa de concordância entre entrevista clínica e aplicação de questionário está no fato de o objeto da pesquisa envolver "sentimentos, valores, especialmente aqueles relacionados a auto-imagem e auto-estima, que demarcam o que pode ser reconhecido e expresso verbalmente" (Santana et al., 1997: 557).

Em estudo sobre saúde mental e percepção de cargas de trabalho entre agricultores do Rio Grande do Sul, Faria et al. (1999) registraram baixa ocorrência de informações sobre o regime de uso de agrotóxicos em amostra da população que respondeu a questionário estruturado, em comparação a outra amostra que participou de entrevistas semi-estruturadas. Tal fato gerou a distorção de alguns resultados do estudo, como a não-associação entre o uso de agrotóxicos e o desenvolvimento de morbidade psiquiátrica menor (fato este com reconhecida comprovação na literatura científica e fortes indícios de ocorrência na região).

Ao longo do estudo de campo que embasou as análises apresentadas neste artigo, foi possível avaliar as limitações do questionário como instrumento de coleta de informações de diagnóstico rápido, como apresentado nos dois trechos de entrevistas a seguir, referentes ao levantamento de informações gerais sobre o processo de trabalho na região:

Trecho 1 – Questionário aplicado a um agricultor de 53 anos

Pergunta (P) – O senhor poderia descrever o seu trabalho?
Resposta (R) – Trabalha com lavoura, planta roça.
P – Quais são as suas tarefas de trabalho? Descreva.
R – Planta, colhe, faz tudo.
P – O senhor sempre trabalhou desse jeito?
R – Sim.
P – Quem lhe ensinou a trabalhar assim? Com quem aprendeu a trabalhar?
R – O pai.
P – A população daqui também trabalha do mesmo jeito que o senhor?
R – Sim.
P – Já trabalharam de forma diferente?
R – Não.

Trecho 2 – Entrevista com uma agricultora de 47 anos

P – A senhora pode descrever o seu trabalho?
R – Como assim?
P – Como é o seu trabalho, sua lida, no dia-a-dia.
R – Nós sempre trabalhou na roça, né, primeiro prantava frô, no sítio dos meus pais, depois com meu marido, né, é que a gente começou a prantá legume.
P – Quais são as suas tarefas de trabalho?
R – Na lavoura eu faço de um tudo, coio, adubo, ponho estaca [para fixação das plantas], puxo mangueira [do pulverizador mecânico de agrotóxico], eu só num mexo é com veneno [agrotóxico].
P – E por que a senhora não mexe com veneno?
R – Porque é um perigo, o veneno é um bicho muito perigoso, num sabe? Aqui em casa só quem mexe com veneno é o meu marido.
P – E por que só o seu marido mexe com veneno?
R – Por que ele é mais forte, né, é homem, tá mais preparado para lidar com o remédio [agrotóxico]. Eu só puxo mangueira.
P – E puxar mangueira, também é perigoso?
R – Não é não, pruque que tá puxando mangueira fica longe do veneno, do bico donde sai o veneno, então não intoxica, né, não bota a mão no veneno.
P – E a pessoa só se intoxica quando põe a mão no veneno?
R – Não, tem a catinga também. Aquela catinga que sai do litro (frasco) do veneno intoxica a pessoa, entra pelos óio, vai pro organismo da pessoa, aí intoxica.
P – E puxando mangueira, a catinga não vem pra perto da senhora?
R – Não.
P – Me diz uma coisa, a senhora sempre trabalhou do jeito que a senhora trabalha hoje?
R – Sim.
P – Mesmo quando trabalhava com flores?
R – E quase a mesma coisa. Lá o pobrema é outro, tem que lutá com mais veneno que aqui. Num tem esse pobrema da carência não, pruque ninguém come frô, e a frô, pra ser bonita, tem que levar muito mais remédio que a couve.
P – Quem ensinou a senhora a trabalhar desse jeito?
R – Eu aprendi com meu pai, meus irmão e depois com meu marido. Todo mundo ensina um pouco a gente, né?
P – E o pessoal daqui também trabalha do mesmo jeito que o senhora?
R – Como assim?

(continua)

P – Todo mundo aqui trabalha da mesma forma que a senhora, faz as coisas do mesmo jeito?
R – Que nada! Aqui na roça tem muito lambaião, que dá de tacar veneno em tudo, e vai descalço pra lavoura, e num usa máscara, e num usa luva, né, as coisa que tem que usar pra se proteger do veneno, se não ele pode prujudicar muito a pessoa, né mesmo?

Observando os trechos apresentados, pode-se perceber a limitação do questionário. Durante a entrevista, mesmo sem haver perguntas específicas sobre o assunto, foram abordados temas como a percepção de risco no regime de uso de agrotóxicos, práticas de uso de agrotóxicos e proteção à saúde e diferenciações do processo de trabalho numa perspectiva de gêneros. Tal fato foi possível devido à liberdade que a entrevista semi-estruturada confere ao pesquisador. Mesmo tendo um roteiro básico a seguir, o pesquisador pode, em determinados momentos, conduzir a entrevista em outra direção, no sentido de aprofundar um objeto que lhe é trazido, espontaneamente (e por isso não consta do roteiro original) pelo entrevistado.

Doll et al. (1991) apresentam as principais diferenças observadas entre a aplicação de questionários e entrevistas, em uma população de idosos prostectomizados. As taxas de discordância encontradas na aplicação destes dois instrumentos foi significativa, sobretudo com relação às perguntas sobre os sintomas mais severos da patologia (dor ao urinar, retenção da urina e inflamações). Ao final do trabalho, os autores concluem que os questionários tendem a apresentar respostas mais positivas (onde as injúrias à saúde são minimizadas pelos informantes) do que aquelas encontradas durante as entrevistas, o que pode prejudicar a acuidade das informações obtidas com este instrumento (Doll et al., 1991).

Karen Cox (2003), em recente estudo sobre a comparação do uso de questionários e entrevistas para avaliar a qualidade de vida de pacientes que participam de testes de drogas contra o câncer, afirma que os dados obtidos através dos questionários não refletem a magnitude do problema avaliado, como relatado pelos pacientes durante as entrevistas. Para a autora, os pacientes "tendem a esquecer" os sintomas de suas doenças ao preencherem o questionário, fato este que não é observado durante o processo de realização de entrevistas, em que diversos

aspectos subjetivos, relacionados ao próprio relato da condição de sua saúde, favorecem o detalhamento dos sintomas sentidos/observados no dia-a-dia desses pacientes.

Os resultados obtidos neste estudo indicam as limitações do questionário para refletir a magnitude dos problemas tal qual são relatados durante as entrevistas. Uma das hipóteses apresentadas pela autora para explicar este fenômeno se deve ao fato de os questionários não permitirem um retrospecto maior das informações solicitadas (geralmente contêm perguntas solicitando informações relativas à semana ou ao mês que passou, não deixando espaço para informações anteriores a estas, que podem ter enorme relevância na concepção do paciente).

Outra questão, segundo Cox, pode estar relacionada à necessidade imposta pelos questionários em quantificar algumas informações no momento de seu preenchimento, o que, muitas vezes, possibilita uma interpretação errônea, limitada àquele momento.

De acordo com Buzzard (1984), grande parte dos médicos e cientistas 'não-sociais' (das áreas biomédicas e tecnológicas) acredita que pode usar amplamente os questionários sem um mínimo de conhecimento de técnicas de amostragem e entrevistas, nem se preocupa com a realização de testes de validação e adaptação destes instrumentos. A opção por estes instrumentos (questionários) está relacionada, segundo a autora, à credibilidade obtida junto à comunidade científica internacional.

Para Buzzard, os pesquisadores da área biomédica devem expandir seu arcabouço metodológico olhando para além do questionário, através da incorporação de conhecimentos e instrumentos das ciências sociais e da antropologia na construção de seus projetos de pesquisa:

> [estes pesquisadores] devem conduzir estudos menores, mais específicos e definidos temporalmente. Estes estudos focais tendem a apresentar grande validade e utilidade. Estudos em menor escala podem servir como esforços de conscientização comunitária sobre uma questão específica de saúde. (Buzzard, 1984: 275)

Ainda de acordo com Buzzard, a incorporação dos conhecimentos da antropologia e das ciências sociais nos projetos de pesquisa em saúde

tende a proporcionar informações contextualizadas, subjetivas e embasadas que os questionários, freqüentemente, não conseguem prover (Buzzard, 1984). Para Manderson & Aaby (1992: 844),

> Nos últimos anos observa-se uma ênfase crescente na importância da pesquisa em ciências sociais para os programas de saúde e controle de doenças e, como um corolário, a falha de intervenção para o controle de doenças particulares tem sido associada, muitas vezes, à falha em reconhecer a importância dos fatores sociais, culturais e comportamentais em sua transmissão, percepção e tratamento.

Apesar da crítica, feita por parte de uma significativa parcela da comunidade científica internacional, acerca do uso de questionários e métodos padronizados como instrumentos de coleta de dados para programas de pesquisa em saúde, o que observamos é a prevalência de estudos e programas centrados na coleta de informações através destes métodos. Isto pode ser explicado tanto pelo descrédito, por parte de uma significativa parcela dos profissionais de saúde, das técnicas e instrumentos da pesquisa qualitativa, quanto pelo fetiche cientificista que o questionário representa. Para Foster (1982: 194):

> As pesquisas baseadas no uso de questionários são enfatizadas em parte porque alguns pesquisadores sentem que são mais 'científicas' que aquelas baseadas em técnicas de observação, e em parte porque os médicos simplesmente as preferem. O modelo biomédico de pesquisa está tão enraizado nestes pesquisadores que as informações qualitativas sobre o comportamento humano soam suspeitas a eles.

Os manuais de assessoria a projetos que utilizam os procedimentos de diagnóstico rápido tendem, mesmo quando preconizam o uso de entrevistas, em substituição ao preenchimento de questionários, a padronizar as ações e os instrumentos de coleta de dados, cerceando a capacidade do entrevistador de, em um dado momento, conduzir sua entrevista para uma outra direção, no sentido de aprofundar o objeto que está sendo abordado.

Em um dos primeiro manuais de RAP, e um dos mais utilizados, já transcrito para mais de sete idiomas, *Rapid Assessment Procedures for Nutrition and Primary Health Care: anthropological approaches to improve programme effectiveness*, as doutoras Scrimshaw & Hurtado (1987) apresentam diversas diretrizes para a condução de procedimentos de diag-

nóstico rápido, incluindo normas de conduta para o pesquisador em relação ao entrevistado, exemplos de perguntas para questionários e roteiros para entrevistas. Aproximadamente 60% desta publicação apresentam 'receitas de bolo' para a condução de estudos tipo RAP, limitando significativamente a abrangência do método e comprometendo a qualidade dos resultados.

Manderson & Aaby (1992: 845) chamam a atenção para a questão:

> Apesar de os manuais apresentarem aspectos técnicos dos 'RAP' e questões gerais a serem cobertas durante o período da pesquisa, esta abordagem tipo 'receita' não deve ter a intenção de inibir os processos usuais de definição das categorias de estudo, nem de tolher o treinamento da equipe que realiza os estudos.

De acordo com estes autores, os manuais de RAP tendem a limitar a abrangência das informações presentes, dificultando, por exemplo, que um cientista social ou antropólogo conheça informações relevantes sobre a doença ou problemas para o qual o manual se destina, da mesma forma que não habilita um pesquisador da área biomédica para o uso dos referenciais da antropologia e das ciências sociais (Manderson & Aaby, 1992).

Desta forma, torna-se vital para o bom andamento de um estudo com base em procedimentos de diagnóstico rápido ir além dos questionários, como aponta Buzzard (1984), e dos manuais, como reforçam Manderson & Aaby (1992).

OS DESAFIOS DO DESENVOLVIMENTO METODOLÓGICO: um estudo de caso

A necessidade de construir uma abordagem teórico-metodológica de diagnóstico rápido da percepção de risco no trabalho rural se deu devido à atuação em um projeto integrado de pesquisa da Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz) sobre o destino dos agrotóxicos na região da microbacia do Córrego do São Lourenço, Nova Friburgo/RJ. Este projeto se desenvolve há aproximadamente cinco anos na região, que é o principal pólo produtor de olerícolas do estado, com uma produção anual de 1.750 toneladas de tomate e 600 de couve-flor, suas principais culturas de verão e inverno, respectivamente (Emater, 1996; Peres, 1999).

Devido à intensa produtividade regional, às características do processo de produção adotado – baseado no uso de agrotóxicos – às práticas exploratórias de venda dos agentes químicos e aos cultivos desenvolvidos, a região se caracteriza como uma das principais consumidoras de produtos agrotóxicos do país, com uma média anual de 56,5 kg de agrotóxico por trabalhador, valor este 76% maior que a maior média nacional (estado de São Paulo, com 31,1 kg/trabalhador/ano) e 1.822% maior que a média do estado do Rio de Janeiro (3,2 kg/trabalhador/ano – Peres, 1999; Peres et al., 2001).

Na primeira etapa do projeto, compreendida entre janeiro de 1998 e dezembro de 1999, foram levantados os aspectos relacionados ao regime de uso de agrotóxicos, ao processo de trabalho e comunicação entre técnicos e agricultores, além do acompanhamento periódico da exposição aos agrotóxicos, através da análise de indicadores de efeito em amostras de sangue dos trabalhadores, e do monitoramento da contaminação ambiental, por meio da avaliação de resíduo de agrotóxicos em produtos (frutas e legumes) e nas águas do córrego do São Lourenço.

Na segunda etapa, iniciada em 2000, houve necessidade de entender os determinantes da contaminação humana por essas substâncias, sobretudo os fatores relacionados à percepção de riscos e às estratégias de defesa adotadas pelos trabalhadores diante de um processo de trabalho extremamente injurioso.

Em virtude da intensa produtividade regional, que dificulta o acesso aos trabalhadores, assim como em função da distância entre a Fiocruz e a região (aproximadamente 300 km), foi necessário construir uma abordagem teórico-metodológica de diagnóstico rápido da percepção de riscos, dividida em cinco etapas consecutivas:

1) Fase exploratória de campo

A fase exploratória de campo compreende o diagnóstico inicial da situação local, baseado na observação de características do ambiente, diversidade populacional, relações sociais, processos de trabalho e relações de poder em nível local, entre outros aspectos. Geralmente, esta fase se dá com as visitas preliminares do pesquisador ao campo, conduzidas ou não por atores locais, onde são feitos registros, tais como anotações em cadernetas de campo, fotografias

e entrevistas abertas com informantes-chave, escolhidos entre a população ou grupo populacional que será abordado durante o desenvolvimento do estudo/projeto de pesquisa.

Tem como principal objetivo orientar as ações do pesquisador no campo, seja através da definição de categorias analíticas, pré-categorias empíricas, questões norteadoras e informantes-chave/amostra populacional a serem incluídos no estudo, seja através da definição de instrumentos de coleta dos dados.

De acordo com Minayo (1996), a fase exploratória de campo é tão importante que pode ser considerada como uma pesquisa por si só, pois envolve não apenas a definição de objetivos e do objeto de estudo, mas também todo o processo de construção dos marcos teóricos conceituais, dos instrumentos de coleta de dados e da exploração do campo propriamente dita.

No caso de pesquisas baseadas nos procedimentos de diagnóstico rápido, a fase exploratória de campo é de fundamental importância, visto que toda a metodologia se baseia nas informações obtidas com pessoas estratégicas (lideranças, pessoas com maior experiência/tempo de residência na região, pessoas que tenham vivido o problema em foco etc.) pertencentes à população, que deverão ser selecionadas a partir de critérios estabelecidos nesta etapa, com o objetivo de fornecer ao estudo informações acuradas sobre o objeto da pesquisa. Assim como na seleção dos informantes-chave, esta fase é essencial para a definição do instrumento de coleta de dados mais adequado à realidade local (grupos focais, entrevistas individuais etc.) e das pré-categorias que deverão ser analisadas (as categorias empíricas, propriamente ditas, só poderão ser definidas após a coleta de dados, uma vez que é impossível prever a diversidade de questões que podem advir dos resultados de campo, tornando assim o instrumento mais eficiente e os dados mais acurados).

Apesar da importância da fase exploratória de campo para os estudos tipo RAP, raramente as organizações que os utilizam lançam mão dessa etapa. A resposta para tal questão parece estar localizada na resistência que grandes organizações internacionais, e mesmo alguns grupos de pesquisa, têm em aceitar que as populações estudadas detêm conhecimentos e informações valiosos, e que seus profissionais altamente

capacitados não dispõem de todas as respostas. Assim, o mais freqüentemente observado é a condução de estudos tipo RAP baseados em instrumentos pré-definidos por estes profissionais, que vão a campo muito mais na intenção de confirmar ou refutar suas hipóteses/pressupostos do que de entender a situação local a partir da ótica da população que ali reside.

Por se tratar de um estudo integrado a um programa de pesquisa mais abrangente, a entrada no campo se deu através de contato com os técnicos envolvidos com o programa em nível municipal (Nova Friburgo), no início da primeira etapa (1998). Esses técnicos, da Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado do Rio de Janeiro (Emater-Rio, escritório de Nova Friburgo) e da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado do Rio de Janeiro (Pesagro-Rio, estação experimental de Nova Friburgo), que atuam na área de estudo há alguns anos, foram responsáveis pela nossa apresentação às lideranças comunitárias – representação política regional e representantes da Associação dos Pequenos Produtores Rurais de São Lourenço (Aprosol) e Cooperativa de Produtores Rurais de Nova Friburgo (Cooperfri) da localidade de São Lourenço –, que, por sua vez, nos apresentaram à comunidade, com a qual se estabeleceu uma importante e prazerosa convivência durante os dois anos que compreenderam a primeira etapa do projeto integrado.

Ao final do segundo ano de trabalho na região, quando se tornou necessário um estudo mais aprofundado sobre a percepção de riscos daquela população, em relação ao uso de agrotóxicos em seu processo de trabalho, foi feito um diagnóstico preliminar, que se constituiu na fase exploratória de campo do presente trabalho. Devido ao conhecimento prévio da região, que dispensou a necessidade de observação do local, e de seus moradores, foi necessário apenas um dia de entrevistas, com informantes-chave pré-selecionados – um dos moradores mais antigos da região, o presidente da Associação de Produtores local e uma trabalhadora, que, por já ter sido intoxicada por agrotóxicos, não mais trabalha na lavoura – para a definição das pré-categorias analíticas, dos informantes-chave e do instrumento de coleta de dados.

2) Definição de categorias analíticas e pré-categorias/categorias empíricas

Para apresentar o processo que resultou na definição das categorias analíticas deste estudo e, por conseguinte, possibilitou o delineamento de pré-categorias empíricas, faz-se aqui a distinção entre estas duas categorias. Segundo Minayo (1966: 34):

> As categorias analíticas são aquelas que retêm historicamente as relações sociais fundamentais e podem ser consideradas balizas para o conhecimento do objeto nos seus aspectos gerais. Elas mesmas comportam vários graus de abstração, generalização e de aproximação. As categorias empíricas são aquelas construídas com finalidade operacional, visando o trabalho de campo (a fase empírica) ou a partir do trabalho de campo. Elas têm a propriedade de conseguir aprender as determinações e as especificidades que se expressam na realidade empírica.

As categorias analíticas definidas, em função da demanda que se apresentava, foram: processo de trabalho, educação rural, riscos ocupacionais e percepção de riscos.

A definição de pré-categorias empíricas se fez necessária para dar um direcionamento ao levantamento de dados de campo, através da definição de questões norteadoras que ajudaram a conduzir as ações do pesquisador na etapa de exploração do campo. Estas pré-categorias possibilitaram a elaboração de um roteiro básico de perguntas a serem feitas a informantes-chave que viriam, posteriormente, a consolidar os referenciais metodológicos principais do estudo/pesquisa.

As pré-categorias empíricas definidas para a fase exploratória de campo do trabalho foram: características do trabalho regional, regime de uso de agrotóxicos, estratégias de aprendizado e capacitação, identificação de perigos no trabalho, riscos relacionados ao uso de agrotóxicos e percepção de riscos relacionados ao uso de agrotóxicos.

Após a realização da etapa exploratória da pesquisa, foi possível definir as categorias empíricas que seriam adotadas, posteriormente, no processo de coleta de dados. Estas se basearam nas impressões, inquietações, anseios e medos apresentados pelos informantes-chave durante as entrevistas realizadas naquela etapa e acabaram por proporcionar uma maior abrangência à investigação. Assim, às pré-categorias empíricas

anteriormente apresentadas, adicionaram-se as seguintes: percepção de riscos ambientais, estratégias defensivas desenvolvidas perante os riscos ocupacionais e satisfação no trabalho.

Embora a definição de categorias empíricas leve à elaboração de perguntas, estas jamais devem estar limitadas ao roteiro básico, permitindo que, no processo de comunicação entre pesquisador e população, novas questões sejam formuladas a partir de dados trazidos pela população no momento da entrevista, preenchimento de questionário ou dinâmica de grupo (de acordo com o instrumento definido).

3) Definição e elaboração do instrumento de coleta de dados

A definição do instrumento de coleta de dados em uma pesquisa é ponto crucial de seu planejamento e execução. A opção por um instrumento que limite a abrangência dos dados a serem coletados, ou a escolha enviesada de um método, seja por conforto ou por ação tendenciosa, pode comprometer o projeto como um todo. Segundo Eyton & Neuwirth (1984: 449):

> é imperativo que os cientistas do campo da saúde se livrem de 'confundidores' de ordem etnocêntrica através da escolha criteriosa de instrumentos de pesquisa e da validação e da significância empírica dos achados. Ao invés de confiar cegamente nestes instrumentos, os cientistas devem ser condicionados a, primeiramente, explorar em dada sociedade as concepções correntes e as explicações para a relação saúde-doença e seus modos de tratamento através de meios como as entrevistas abertas. Nestas entrevistas, os respondentes são encorajados a falar abertamente e acabam por dar suas próprias percepções subjetivas, compartilhadas entre a comunidade.

Observando essas questões e definidas as categorias empíricas, foi possível delinear uma estratégia de ação para a coleta de dados em campo. Em primeiro lugar, a complexidade de questões que envolviam o objeto do trabalho e, sobretudo, o seu caráter subjetivo tornavam inviável a aplicação de questionários fechados, que limitariam muito a capacidade de expressão do trabalhador, fundamental para o conhecimento de sua percepção de riscos. Em contrapartida, o uso de entrevistas abertas, sem um roteiro básico, poderia limitar a abrangência das respostas, dada a extensão das categorias empíricas definidas, que dificilmente seriam abordadas em sua totalidade (ou mesmo em sua maioria).

Cogitou-se, então, a possibilidade do uso de grupos focais. Dois problemas se apresentaram: primeiro, a dificuldade de as mulheres agricultoras se exporem diante dos maridos, sobretudo quando o assunto está relacionado às angústias do trabalho e inclui, obrigatoriamente, as angústias do casamento (mesmo se a opção fosse a realização de um grupo só de mulheres, surgiria outro complicador, uma vez que na região é muito comum o casamento entre parentes, o que restringe a diversidade de núcleos familiares distintos e aumenta a possibilidade de parentes se constrangerem frente a frente). Segundo, a dificuldade de os homens reconhecerem os riscos inerentes à atividade profissional diante de outros homens, o que inviabilizaria um grupo só de homens, uma vez que era objetivo do trabalho o levantamento das estratégias de defesa construídas a partir do enfrentamento de riscos ocupacionais. Assim, a melhor opção foi a realização de entrevistas individuais semi-estruturadas (baseadas em um roteiro básico, em que o entrevistador tinha total liberdade para redirecionar a condução da entrevista, a partir das respostas obtidas, aprofundando temas que não faziam parte do roteiro original).

4) Definição dos informantes-chave

A definição de informantes-chave é ponto de partida fundamental para a boa condução de um estudo tipo RAP. A qualidade e a acuidade das informações que serão levantadas dependem, primariamente, da escolha daqueles que as proverão. Os critérios para a escolha de informantes-chave devem ser bem definidos, sempre em consonância com as pré-categorias analíticas e com os pressupostos do estudo/pesquisa. Macintyre (1995) comenta os riscos relacionados com a escolha dos informantes-chave, baseada meramente na subjetividade do pesquisador. Para a autora, a experiência do pesquisador e o grau de participação comunitária no estudo/pesquisa são fundamentais para seleção criteriosa do entrevistado, evitando arbitrariedades que possam comprometer a acuidade das informações obtidas.

Minayo (1996) chama atenção para a importância do processo de definição de informantes-chave em uma pesquisa qualitativa. Para a autora, deve-se, neste momento, preocupar-se menos com a generaliza-

ção e mais com o aprofundamento e a abrangência da compreensão do grupo social com o qual a pesquisa se relaciona. Assim, a escolha da amostra deve obedecer aos seguintes critérios:

> a) definir claramente o grupo social mais relevante para as entrevistas e para a observação; b) não se esgotar enquanto não delinear o quadro empírico da pesquisa; c) embora desenhada inicialmente como possibilidade, prever um processo de inclusão progressiva encaminhada pelas descobertas de campo e seu confronto com a teoria; d) prever uma triangulação. Isto é, em lugar de se restringir a apenas uma fonte de dados, multiplicar as tentativas de abordagem. (Minayo, 1996: 36)

A esses critérios, a autora acrescenta que:

> A amostragem qualitativa: a) privilegia os sujeitos sociais que detêm os atributos que o investigador pretende conhecer; b) considera-os em número suficiente para permitir uma certa reincidência das informações, porém não despreza informações ímpares cujo potencial explicativo tem que ser levado em conta; c) entende que na sua homogeneidade fundamental relativa aos atributos, o conjunto de informantes possa ser diversificado para possibilitar a apreensão de semelhanças e diferenças; d) esforça-se para que a escolha do locus e do grupo de observação e informação contenham o conjunto das experiências e expressões que se pretende objetivar com a pesquisa. (Minayo, 1996: 36)

Observados os critérios anteriormente apresentados, passou-se a definição dos informantes-chave do estudo. Foram definidos quatro critérios para a seleção desses informantes: tempo de moradia na região; produtividade das lavouras; vivência de um episódio de intoxicação (o próprio e/ou parente próximo); abandono da atividade agrícola em decorrência de episódio de intoxicação (do próprio e/ou de parente próximo). Utilizaram-se como referência/unidade amostral os sítios da região, localizados a partir da estrada principal. Com ajuda do presidente da Associação de Produtores local, foram eliminados os sítios cujos proprietários não se encaixavam nos critérios pré-definidos.

A partir do primeiro sítio localizado à estrada principal, foram visitados os trabalhadores que preenchiam apenas um dos critérios mencionados, optando-se sempre por entrevistar um homem e uma mulher, individualmente (sempre respeitando o direito à recusa de participar do processo).

5) Levantamento e análise dos dados de campo

Para Minayo (2002), a compreensão de textos – entendidos de forma mais ampla, como artigos, livros, narrativas etc. – é a gênese da 'consciência histórica', ou seja, a capacidade de colocar-se no lugar do outro na perspectiva do conhecimento de seus pontos de vista, trajetória de vida e cultura. Assim, desconsiderando aqui a parcela etnocêntrica da comunidade científica internacional, é de se supor que a análise das percepções que um grupo populacional tem acerca do seu processo de trabalho e, em escala maior, de seu cotidiano, tem de levar em conta a compreensão que estes sujeitos têm do seu 'universo'. E é aqui que o pesquisador deve se distanciar ao máximo dos seus referenciais academicistas, no sentido de interpretar a realidade que lhe é narrada pelos seus informantes, o que pode contribuir significativamente para a acuidade dos resultados de um dado estudo.

Segundo Uchôa e colaboradores:

> A perspectiva interpretativa adotada nestes estudos revela que para os profissionais de saúde, a percepção do que é relevante e problemático, do que causa ou evita um problema e do tipo de ação que esse problema requer é determinada pelo corpo de conhecimentos biomédicos, já para os indivíduos leigos de uma comunidade, esta percepção seria determinada por redes de símbolos que articulam conceitos biomédicos e culturais, e determinam formas características de pensar e de agir face a um problema de saúde específico. (Uchôa et al., 2002: 73)

Minayo traz à discussão sua interpretação do que é compreensão:

> A leitura de qualquer realidade constitui um exercício de reflexão sobre a 'liberdade humana', no sentido de que os acontecimentos se seguem e se condicionam uns aos outros, mediados por um impulso original: a cada momento pode começar algo novo. Ou seja, não existe determinação total dos acontecimentos, e nada nem ninguém está aí 'por causa' do outro ou se esgota totalmente na sua realidade. Os acontecimentos históricos ou da vida cotidiana são governados por uma profunda conjunção interna da qual ninguém é completamente independente, na medida em que todos são por ela penetrados de todos os lados. (Minayo, 2002: 27)

Consideradas essas questões e definidos os informantes-chave, o instrumento de coleta de dados e as categorias analíticas, iniciou-se o processo de coleta de dados, também de acordo com os pressupostos

metodológicos definidos na seção introdutória deste trabalho. Outras questões foram levadas em consideração: a minimização de possíveis constrangimentos diante do entrevistador, sobretudo aqueles relacionados com o uso de linguagem rebuscada e/ou técnica durante as entrevistas; e a não-utilização de perguntas invasivas, passíveis de causar embaraços nos entrevistados (sobretudo quando o assunto está relacionado com as práticas de trabalho que envolvem o uso de substâncias perigosas, como os agrotóxicos). Como forma de minimizar o impacto que esta última questão poderia ter sobre os trabalhadores entrevistados, optou-se por perguntas em que se podia introduzir uma terceira pessoa – "O pessoal daqui se protege quando usa agrotóxicos? O(a) senhor(a) conhece alguém que já tenha se sentido mal usando agrotóxicos?" – o que facilitou o processo de interlocução, tornando o objeto mais fácil de ser comunicado e aproximando entrevistador e entrevistado, que não via mais o primeiro como uma 'ameaça', alguém que poderia denunciá-lo.

As entrevistas foram gravadas em fita cassete e transcritas na íntegra pelo entrevistador. Tomou-se o cuidado de registrar graficamente a forma falada pelo trabalhador, mesmo quando esta apresentava erros gramaticais. Como forma de diferenciar palavras que deveriam ser grafadas da forma como apareciam nas gravações e na sua grafia correta, o entrevistador pronunciava as mesmas: caso sua pronúncia fosse a mesma do trabalhador, usava-se a grafia correta (exemplo: a palavra *forte* era pronunciada 'forti' tanto pelo entrevistador quanto pelos trabalhadores, razão pela qual esta era grafada da forma correta, *forte*; já a palavra *problema* era pronunciada 'problema' pelo entrevistador e 'pobrema' pelos entrevistados, razão pela qual se grafava da forma como os entrevistados se expressavam – 'pobrema'.

Na análise, foram utilizados trechos das falas dos trabalhadores sem qualquer edição, excetuando inícios e finais de frase que fugiam ao assunto abordado (nos quais se utilizava três pontos entre parênteses – (...) – indicando continuidade). Buscou-se respeitar, nesta etapa, as balizas da postura hermenêutica (a 'arte' de compreender textos), que assim sumariza Minayo (2002: 28):

- O investigador deve buscar ao máximo, com dados históricos e também pela 'empatia' o contexto de seu texto. O 'discurso' sempre expressa um saber compartilhado com outros e marcado pela tradição, pela cultura e pela conjuntura.

- O investigador não deve buscar nos textos uma verdade essencialista, mas o sentido que quis expressar quem o emitiu. Assim, o investigador só estará em condições de compreender o conteúdo significativo de qualquer documento (termo usado aqui no sentido mais amplo) se fizer o movimento de tornar presente, na interpretação, as razões do autor.
- Toda interpretação bem conduzida é acompanhada pela expectativa de que, se o autor estivesse presente ou pudesse realiza-la, compartilharia dos resultados da análise.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho apresenta uma análise crítica das metodologias baseadas nos procedimentos de diagnóstico rápido (RAP, abreviatura de sua denominação na língua inglesa), assim como registra um estudo de caso sobre a construção de uma abordagem metodológica de diagnóstico rápido da percepção de risco no trabalho.

Como foi possível observar ao longo deste artigo, a importância dos métodos de pesquisa social para as investigações no campo da saúde tem sido relatada por diversos autores, representantes dos mais distintos nichos do conhecimento em saúde. Entretanto, a padronização metodológica observada, sobretudo nos estudos tipo RAP, tem contribuído significativamente para a limitação do processo de coleta de dados de campo e, como corolário, determinado uma perda considerável da acuidade do projeto de pesquisa. Sobre esta questão, Minayo (1998: 4) é incisiva:

> O endeusamento das técnicas produz ou um formalismo árido, ou respostas estereotipadas. Seu desprezo, ao contrário, leva ao empirismo sempre ilusório em suas conclusões, ou a especulações abstratas e estéreis. Nada substitui, no entanto, a criatividade do pesquisador.

A criatividade do pesquisador é o ponto de equilíbrio entre a liberdade da etapa empírica proporcionada pelo trabalho de campo e o rigor metodológico. A capacidade de o pesquisador saber quando violar certas regras, embasado por outras, é um dos determinantes mais importantes da qualidade de um projeto de pesquisa, pois minimiza o 'engessamento' metodológico e torna determinadas abordagens apropriadas a uma realidade que se pretende conhecer.

Não obstante a criatividade, a sensibilidade do pesquisador em perceber as características do grupo social com o qual o seu projeto de pesquisa se relaciona também se apresenta como importante determinante da qualidade deste projeto, sobretudo quando os métodos utilizados foram construídos em outros locais (sejam regiões, localidades, países), onde se observam realidades distintas, muitas vezes distantes, daquelas ali observadas. Por mais reconhecido que seja o método em questão, este deve sempre buscar a adequação às realidades da(s) região(ões) e do(s) grupo(s) social(is) às quais se destina. O simples cumprimento das normas e diretrizes contidas em consagrado manual de determinada metodologia não pode ser entendido como determinante da acuidade de um projeto. Ao contrário, pode se estar usando tal abordagem para legitimar uma realidade ilusória, não correspondente àquela população e/ou grupo social com o qual está relacionado.

Assim, durante o processo de construção da abordagem metodológica aqui apresentado, foi necessário observar, a cada passo, a vinculação do método com a realidade do grupo ao qual este era aplicado.

Durante este o processo, diversos aspectos de ordem teórico-metodológica se impuseram no caminho do pesquisador, desde limitações metodológicas, que impossibilitavam o acesso a informações acuradas sobre o objeto da pesquisa, até questões éticas, como o tratamento dado às informações coletadas e a postura perante o trabalhador.

Ao observar os principais detalhes relativos às fragilidades metodológicas que viessem a inviabilizar todo o projeto, foi possível elaborar uma abordagem metodológica de fácil execução, rápida, dinâmica, interativa, participativa e de custos muito baixos, capaz de ser reproduzida em realidades distintas (como os 'meios' rural e urbano), tornando-a uma opção adequada para estudos e projetos de pesquisa que vão desde a antropologia até a toxicologia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AARONSON, N. K. Translation, validation, and norming of the dutch language version of the SF-36 health survey in community and chronic disease populations. *J Clin Epidemiol*, 51(11): 1055-1068, 1998.

BADIA, X. et al. Development of a short osteoporosis quality of life questionnaire by equating items from two existing instruments. *J Clin Epidemiol*, 55: 32-40, 2002.

BUZZARD, S. Appropriate research for primary health care: an anthropologist's view. *Soc Sci Med*, 19(3): 273-277, 1984.

CALAZANS, M. J. C.; CASTRO, L. F. M. & SILVA, H. R. S. Questões e contradições da educação rural no Brasil. In: WERTHEIN, J. & BORDENAVE, J. D. (Orgs.) *Educação Rural no Terceiro Mundo: experiências e novas alternativas*. Rio de Janeiro: Paz e Terra. 1985.

COX, K. Assessing the quality of life of patients in phase I and II anti-cancer drug trials: interviews versus questionnaires. *Soc Sci Med*, 56: 921-934, 2003.

DOLL, H. et al. Reliability of questionnaire responses as compared with interview in the elderly: views of the outcome of transurethral resection of the prostate. *Soc Sci Med*, 33(11): 1303-1308, 1991.

EMATER (Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural). *Programa Estadual de Desenvolvimento de Microbacias Hidrográficas*. Nova Friburgo, 2001. (Mimeo.)

EYTON, J. & NEUWIRTH, G. Cross-cultural validity: ethnocentrism in health studies with special reference to the vietnamese. *Soc Sci Med*, 18(5): 447-453, 1984.

FARIA, N. M. X. et al. Estudo transversal sobre saúde mental de agricultores da Serra Gaúcha (Brasil). *Revista de Saúde Pública*, 33(4): 391-400, 1999.

FOSTER, G. M. Applied anthropology and international health: retrospect and prospect. *Hum. Org*, 41: 194, 1982.

FREIRE, P. *Comunicação ou Extensão?* Rio de Janeiro: Paz e Terra, 1992.

FREUDENBERGER, K. S. Rapid Rural Appraisal and Participatory Rural Appraisal Manual. Catholic Relief Services. USA. 2002. Disponível em: http://www.catholicrelief.org/what_we_do_overseas/RRA_Manual.pdf.

GLEASON, G.R. Synopsis of the training panel from the international conference on rapid assessment procedures for planning and evaluating health and nutrition programmes. In: NEVIN, S.; SCRIMSHAW, S. C. M. GLEASON, G. R. (Eds.) *Rapid Assessment Procedures: qualitative methodologies for planning and evaluation of health related programs*. Boston: International Nutrition Foundation for Developing Countries (INFDC), 1992.

MACINTYRE, K. *The Case for Rapid Assessment Surveys for Family Planning Program Evaluation*, 1995. Disponível em: http://www.cpc.unc.edu/pubs/paa_papers/1995/macintyre.html.

MANDERSON, L. & AABY, P. An epidemic in the field? rapid assessment rrocedures and health research. *Soc Sci Med*, 35(7): 839-850, 1992.

MINAYO, M. C. S. *O Desafio do Conhecimento: pesquisa qualitativa em saúde.* São Paulo/Rio de Janeiro: Hucitec/Abrasco, 1996.

MINAYO, M. C. S. O conceito de metodologia de pesquisa. In: MINAYO, M. C. S. et al. *Pesquisa Social: teoria, método e criatividade.* Petrópolis: Vozes, 1998.

MINAYO, M. C. S. Hermenêutica-dialética como caminho do pensamento social. In: MINAYO, M. C. S. & DESLANDES, S. F. (Orgs.) *Caminhos do Pensamento: epistemologia e método.* Rio de Janeiro: Fiocruz, 2002.

MINAYO, M. C. S. et al. *Pesquisa Social: teoria, método e criatividade.* Petrópolis: Vozes, 1998.

MURPHY, J. Institutionalizing the use of rapid assessment procedures in rural service agencies. In: NEVIN, S.; SCRIMSHAW, S. C. M. & GLEASON, G.R. (Eds.) *Rapid Assessment Procedures: qualitative methodologies for planning and evaluation of health related programs.* Boston: International Nutrition Foundation for Developing Countries (INFDC), 1992.

PERES F. *É Veneno ou É Remédio? os desafios da comunicação rural sobre agrotóxicos*, 1999. Dissertação de mestrado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz.

PERES, F. Onde Mora o Perigo? percepção de riscos, ambiente e saúde. In: MINAYO, M. C. S. & MIRANDA, A. C. (Orgs.) *Saúde e Ambiente Sustentável: estreitando nós.* Rio de Janeiro: Fiocruz, 2002. v.1.

PERES, F. et al. Comunicação relacionada ao uso de agrotóxicos em uma região agrícola do estado do Rio de Janeiro. *Revista de Saúde Pública*, 35(6): 564-570, 2001.

ROMERO-MENDOZA, M. & MEDINA-MORA, M. E. Validez de una versión del cuestionario general de salud, para detectar psicopatología en estudiantes universitarios. *Salud Mental* 10(3): 90-97, sept. 1987.

SANTANA, V. S. et al. Confiabilidade e viés do informante secundário na pesquisa epidemiológica: análise de questionário para triagem de transtornos mentais. *Revista de Saúde Pública*, 31 (6): 556-65, 1997.

SCRIMSHAW, S. C. M. & HURTADO, E. *Rapid assessment procedures for nutrition and primary health care: anthropological approaches to improving programme effectiveness.* Los Angeles: UCLA Latin American Center, 1987.

SUÁREZ-PÉREZ, E. et al. Knowledge and beliefs of breast cancer among elderly Puerto Rican women: validation process of scales. *Puerto Rico Health Science Journal*, 17(4): 365-373, dec. 1998.

UCHÔA, E. et al. Signos, significados e ações associados à doença de Chagas. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(1): 71-79, jan.-fev. 2002.

WEBB, S. M. et al. Acromegaly quality of life questionnaire (ACROQOL) a new health related quality of life questionnaire for patients with acromegaly: development and psychometric properties. *Clin Endocrinol (Oxf)*, 57(2): 251-258, 2002.

WILDNER, M; FISCHER, R. & BRUNNER, A. Development of a questionnaire for quantitative assessment in the field of health and human rights. *Soc Sci Med*, 55(10): 1725-1744, 2002.

PARTE III

Perspectivas e desafios

12

UM ESFORÇO PARA GARANTIR A SEGURANÇA ALIMENTAR NACIONAL

Armi Wanderley da Nóbrega

INTRODUÇÃO

A partir de junho de 2001, a Diretoria de Alimentos/Gerência Geral de Toxicologia da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa), o Instituto Nacional de Controle da Qualidade em Saúde da Fundação Oswaldo Cruz (INCQS) e as Vigilâncias Sanitárias (VS) Estaduais/Municipais de Pernambuco, Minas Gerais, São Paulo e Paraná, sob a coordenação geral da Anvisa, iniciaram um programa nacional de monitoração de resíduos de agrotóxicos em verduras e frutas consumidas no país. O programa, denominado Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (Para), tem como objetivo geral avaliar continuamente os níveis de resíduos de agrotóxicos nos alimentos, fortalecendo a capacidade do governo no que se refere à segurança alimentar, evitando possíveis danos à saúde da população. Os seguintes itens foram estabelecidos como objetivos específicos do Para:

- identificar os níveis de resíduos de agrotóxicos nos alimentos produzidos, comercializados e consumidos no país;
- verificar se os resíduos de agrotóxicos excedem os Limites Máximos de Resíduos (LMRs) autorizados pela legislação em vigor;
- verificar a presença de resíduos de agrotóxicos não autorizados pela legislação em vigor;

- rastrear possíveis problemas e subsidiar ações de fiscalização de vigilância sanitária;
- melhorar a estimativa de exposição por meio da dieta, como parte da reavaliação dos agrotóxicos já registrados.
- monitorar o uso de produtos agrotóxicos realizando um mapeamento de risco;
- realizar negociações internacionais, principalmente, no âmbito do Codex Alimentarius e Mercosul;
- fornecer subsídios ao Ministério da Agricultura que permitam orientar e fiscalizar os produtores na utilização dos agrotóxicos;
- disponibilizar informações à sociedade.

Enquanto a Anvisa se responsabilizou pela coordenação administrativa do PARA, inclusive quanto às necessidades financeiras do programa, às vigilâncias sanitárias coube a coordenação de amostragens, inicialmente centralizada na vigilância sanitária do estado do Paraná. Ao INCQS coube a coordenação técnica do PARA e a responsabilidade pelo subprograma da qualidade.

Na fase inicial do PARA, os esforços do INCQS se concentraram na proposição de Procedimentos Operacionais Padronizados (POPs) relativos aos aspectos gerenciais do programa e aos procedimentos a serem seguidos na coleta e remessa/recepção das amostras pelos laboratórios onde as amostras seriam analisadas. Aqueles POPs foram elaborados a partir de documentos equivalentes utilizados em programas de monitoramento de resíduos de agrotóxicos em alimentos em outros países, realizados continuadamente há mais de dez anos. Antes de serem implementados, os POPs do PARA foram discutidos com todos os atores do programa, servindo inclusive como base para o treinamento intensivo de coletores de amostras estaduais/municipais, em curso realizado com esta finalidade no INCQS, durante primeiro semestre de 2001.

Em uma etapa mais avançada do primeiro ano de realização do PARA, o INCQS se responsabilizou pela realização de estudos interlaboratoriais voltados para análises de resíduos de agrotóxicos em alimentos. No primeiro estudo realizado, participaram exclusivamente os quatro laboratórios que realizam rotineiramente as análises do PARA: Instituto Adolfo Lutz, de São Paulo; Fundação Ezequiel Dias/Instituto Otávio Magalhães,

de Minas Gerais; Instituto Tecnológico do Estado de Pernambuco/Lab-Tox; e Laboratório Central do Pararaná. Dezessete laboratórios participaram do segundo estudo interlaboratorial patrocinado pelo INCQS. Em ambas as oportunidades citadas, contou-se com a colaboração do laboratório especializado em análises de resíduos de agrotóxicos em alimentos do Dr. André De Kok, Amsterdam, Holanda, cujos resultados foram considerados como valores de referência para a realização dos estudos interlaboratoriais. Este laboratório é referência na União Européia para a realização de análises do tipo em questão.

Antes de serem abordados aspectos experimentais e resultados observados no Para, algumas considerações importantes devem ser feitas:

- Os laboratórios selecionados para a realização das análises foram escolhidos após uma detalhada avaliação (Anvisa/INCQS) da capacidade analítica instalada para a realização de análises de resíduos de agrotóxicos em alimentos. Levando-se em consideração o número de agrotóxicos a determinar, os laboratórios, inicialmente, poderiam ser classificados em dois grupos: 1) laboratórios aptos a determinar *ca.* 80 resíduos de agrotóxicos em frutas e verduras – Instituto Adolfo Lutz e Laboratório de Resíduos de Agrotóxicos do Instituto Tecnológico do Estado de Pernambuco (Labtox/Itep); 2) laboratórios capacitados a determinar *ca.* 50 agrotóxicos em hortifrutícolas – Lacen-PR e Funed/IOM. Grandes esforços técnicos têm sido feitos no sentido de uniformizar a capacidade analítica dos laboratórios participantes deste trabalho. Os agrotóxicos cujos resíduos deveriam ser pesquisados nos alimentos foram escolhidos em conjunto pelos laboratórios em função de sua experiência analítica na área, das facilidades laboratoriais existentes e, principalmente, da disponibilidade de padrões analíticos certificados e válidos (Dr. Ehrenstorfer, RFA) a serem supridos pelo INCQS.
- Os seguintes produtos foram selecionados para a amostragem na primeira fase do Para: alface, banana, batata, cenoura, laranja, mamão, maçã, morango e tomate. Esses produtos foram escolhidos em função do seu consumo anual *per capita* no país e da disponibilidade de métodos validados nos laboratórios que deveriam realizar as análises.

- Optou-se no PARA pela realização de 'análises de orientação' ao invés de 'análises fiscais', em virtude da grande dificuldade em se obedecer aos critérios indispensáveis à realização de análises fiscais em se tratando de hortifrutícolas, por se acreditar e fomentar a livre utilização dos dados gerados no PARA pelas vigilâncias sanitárias estaduais e municipais e, finalmente, por se desejar trabalhar com os supermercados e outras autoridades locais a situação dos fornecedores de produtos em situação irregular.

ABORDAGENS METODOLÓGICAS E EXPERIMENTAIS

Amostragem

Cerca de 1.300 amostras foram coletadas em Recife/PE, Belo Horizonte/MG, São Paulo/SP e Curitiba/PR pelas vigilâncias sanitárias dos respectivos estados/municípios, no período de junho/2001 a junho/2002. As amostras foram coletadas em supermercados dessas cidades, isto é, nos pontos de comercialização mais próximos do consumidor, onde houvesse alguma possibilidade de se rastrear os produtos comercializados, quando não até os produtores, pelo menos os distribuidores dos mesmos em cada cidade. A preocupação em se rastrear os produtos monitorados e os respectivos produtores excluiu do PARA, em seu primeiro ano de realização, produtos vendidos em feiras-livres e grandes centrais de abastecimento.

Cada laboratório, em cada trimestre, analisou apenas um único alimento previamente selecionado de forma a maximizar a produtividade analítica e diminuir os custos das análises. As amostras foram coletadas em pontos de amostragem previamente selecionados, de acordo com procedimentos estabelecidos em POPs baseados no Codex Alimentarius (1995), em obediência a um programa de amostragem estabelecido trimestralmente. Em sua maioria, as amostras foram enviadas aos laboratórios por via aérea de forma a serem recebidos pelos laboratórios dentro de no máximo vinte e quatro horas após a coleta.

Procedimentos analíticos

Apesar de pequenas diferenças em procedimentos entre os quatro laboratórios que realizaram as análises das amostras do programa Para, os seguintes procedimentos analíticos foram adotados.

Após a homogeneização, duas alíquotas de cada amostra foram tomadas: amostras de 15-30 g, para a realização de análises pelo método multirresíduo, e amostras de 300 g para determinações de ditiocarbamatos.

No método multirresíduo, extração/partição foi realizado com acetona, diclorometano e éter de petróleo. Alíquotas do extrato foram analisadas para compostos halogenados e organofosforados por GC-ECD/FPD (Dutch Ministry of Public Health, 1996; Hiemstrs, Joosten & De Lol, 1995). No Laboratório de Toxicologia do Itep, utilizando-se metodologia do Dutch Ministry of Public Health, Welfare and Sports, alíquotas do extrato foram analisadas para fungicidas (benzimidazois) por HPLC com detetor UV – *diode array* – (Minelli et al., 1997). Quando a concentração do agrotóxico determinado situou-se em nível superior ao LMR estabelecido pela Anvisa, a identidade do composto, quando possível, foi confirmada por GC-MSD.

Nas determinações de ditiocarbamatos (Keppel, 1971), as amostras foram aquecidas com uma mistura de ácido clorídrico e cloreto estanoso. O sulfeto de carbono formado foi destilado, purificado por lavagem em solução de hidróxido de sódio e absorvido em solução alcoólica de acetato de cobre e dietanolamina. O produto da reação foi quantificado espectrofotometricamente como dissulfeto de carbono.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Tendo em vista que o relatório correspondente ao período 2001-2002 do Para foi recentemente disponibilizado na Internet pela Anvisa (Para, 2002), serão comentados aqui exclusivamente resultados não apresentados no relatório.

Amostragem e análises

Mais de 95% das coletas de amostras planejadas para o período 2001-2002 foram realizadas. Este fato demonstrou inequivocamente a importância de se lastrear um programa nacional de monitoramento com base em rígidos procedimentos operacionais padronizados, inclusive aqueles de caráter puramente administrativos, em que a atribuição de responsabilidades claramente especificadas desempenha papel de fundamental importância.

A designação de um coordenador de amostragem, no âmbito da coordenação geral do PARA, e de um responsável de amostragem pertencente ao quadro da vigilância sanitária de cada estado onde o PARA foi implementado mostrou-se decisivo para a elaboração de programas trimestrais de amostragens factíveis, bem como para o encaminhamento das amostras aos laboratórios, dentro de um prazo máximo de 24 horas após a coleta das mesmas. Da mesma forma, acontecimentos imprevistos durante as campanhas de coleta de amostras puderam ser rapidamente atendidos por meio de uma comunicação entre o coordenador de amostragem e os responsáveis de amostragem estaduais.

Apesar do fato de que, na maioria dos casos, as amostras tinham de ser enviadas, via aérea, a laboratórios situados em média a cerca de 1.000 km de distância para serem analisadas, uma quantidade insignificante de amostras deixou de ser analisada porque estragou durante o transporte. É importante salientar que o transporte por via aérea das amostras foi realizado a um custo médio em torno de R$ 50,00 por amostra, o que totalizou uma quantia bastante razoável diante do custo estimado de uma análise de frutas e verduras para resíduos de agrotóxicos (*ca.* R$ 700,00/ amostra – pesquisa de 90 compostos).

A viabilidade de se centralizar o trabalho analítico relacionado a um programa nacional de monitoração de resíduos de agrotóxicos em hortifrutícolas em apenas quatro laboratórios foi assim comprovada pela primeira vez no país. Este fato é de grande importância perante o custo extremamente elevado de um laboratório especializado em análises de resíduos de agrotóxicos em alimentos (*ca.* R$ 3.000.000,00). Também demonstrou-se que a produtividade ana-

lítica é maximizada quando cada laboratório recebe somente uma única espécie de frutas ou vegetais dentro de um determinado período de amostragem e que o custo de programas desta natureza é consideravelmente menor trabalhando-se desta forma. É importante mencionar que estas 'descobertas', quase 'acacianas', porque não implementadas em outras situações, podem ter motivado o não funcionamento de programas nacionais semelhantes, apesar do cuidadoso planejamento realizado por seus idealizadores.

Resultados analíticos

Apresentam-se, a seguir, resultados referentes a tomate, morango e mamão. Os resultados correspondentes aos outros produtos monitorados bem como maiores detalhes sobre os resultados analíticos observados são descritos no *Relatório 2001-2002 do Para* (Para, 2002).

Tomate

Os resultados analíticos correspondentes a 189 amostras são apresentados na Tabela 1. Encontraram-se irregularidades, isto é, concentrações de agrotóxicos superiores aos Limites Máximos de Resíduos (LMR) tolerados e/ou resíduos de agrotóxicos não autorizados para tomate (encontrados em 7,6% das amostras analisadas). Resíduos de oito agrotóxicos, dentre os 128 compostos presentemente autorizados para tomate no Brasil, foram encontrados. Pode-se observar que os resíduos de agrotóxicos permitidos para tomate mais encontrados foram ditiocarbamatos (n=100 ou 53%) e metamidofos (n = 47 ou 24,9%), seguidos por triazofos (n = 7 ou 3,7%) e clorpirifós (n = 4 ou 2,12%). Monocrotofos (n = 10 ou 5,29%) foi o resíduo de agrotóxico não autorizado mais encontrado. Todas as amostras foram analisadas no LabTox/Itep.

Tabela 1 – Resíduos de agrotóxicos em tomates

Composto	Min	Max	Lmr
	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Acefato (n=2; 1,06%)	0,76	0,78	0,5
Captana (n=1; 0,53%)	0,17	0,17	15
Clorotalonil (n=2; 1,06 %)	0,2	0,2	1
Clorpirifos (n=4; 2,12%)	0,06	0,17	0,5
Dicofol (n= 1; 0,53%)	0,05	0,05	NA
Dieldrin (n= 1; 0,11%)	0,19	0,19	NA
Ditiocarbamatos (n=100;53%)	0,07	1,5	3,0*
Endosulfan (n=2; 1,1%)	0,03	0,14	NA
Fentoato (n=2; 1,06%)	0,09	0,28	0,1
Lambda-cialotrina (n=3;1,6%)	0,08	0,36	0,05
Metamidofos (n=47; 24,9%)	0,01	2,33	0,3
Mediationa (n=1; 0,53%)	0,15	0,15	NA
Monocrotofos (n=10; 5,29%)	0,1	0,61	NA
Triazofos (n=7; 3,7%)	0,04	0,87	0,04

Lmr - limite máximo do resíduo legalmente admitido

NA - composto não autorizado para a cultura

* como mancozeb

Obs: Período de amostragem: outubro-dezembro 2001; amostras analisadas: 189; amostras coletadas em supermercados em Recife, Belo Horizonte, São Paulo e Curitiba.

Morango

Encontraram-se, nas 141 amostras analisadas, resíduos de seis agrotóxicos, dentre os 32 compostos presentemente autorizados para uso em morango (Tabela 2). Em contrapartida, constataram-se resíduos de oito agrotóxicos não autorizados para morango. Os resultados apresentados indicam que os resíduos de agrotóxicos autorizados mais encontrados foram ditiocarbamatos (n = 85 ou 60,3%), procimidona (n = 51 ou 36,2%), iprodiona (n = 24 ou 17,0%), azoxistrobina (n = 20 ou 14,2%) e captana (n = 7 ou 5,0%). O uso extensivo de agrotóxicos não autorizados no país para uso na cultura de morango foi constatado: endosulfan (n = 28 ou 19,9%), tetradifona (n = 21 ou 14,9%, procloraz (n = 20 ou 14,2%) e dimetoato (n = 18 ou 12,9%). Como indicado na Tabela 2, outros compostos não autorizados foram ainda encontrados com uma freqüência próxima a 1%. Todas as amostras de morango foram analisadas no Laboratório de Resíduos de Agrotóxicos do Instituto Adolfo Lutz.

Tabela 2 – Resíduos de agrotóxicos em morango

Composto	Min	Max	Lmr
	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Azoxistrobina(n= 20; 14,2%)	0,07	0,5	0,3
Captana (n=7; 5,0%)	0,67	6,05	20
Diclorvós (n= 1; 0,71%)	1,1	1,1	0,1
Dicofol (n= 1; 0,71%)	0,1	0,1	NA
Dimetoato (n=18; 12,8%)	0,05	7,3	NA
Ditiocarbamatos (n=85; 60,3%)	0,1	1,03	*
Endosulfam (n=28; 19,9%)	0,01	0,9	NA
Fentiona (n=2; 1,42%)	0,03	2,13	NA
Iprodiona (n=24; 17,0%)	0,3	5,32	1
Pirazofos (n=1;0; 71%)	0,24	0,24	NA
Procimidona (n=51; 36,2%)	0,1	3	3
Procloraz (n=20; 14,2%)	0,12	2,46	NA
Tetradifona (n=21; 14,9%)	0,03	0,57	NA
Vinclozolina (n=1; 0,71%)	0,45	0,45	NA

Lmr - limite máximo do resíduo legalmente admitido

NA - composto não autorizado para a cultura

* Método analítico usado determina DTC-total (como CS_2)

Obs: Período de amostragem: julho-setembro 2001; amostras analisadas: 141; amostras coletadas em supermercados em Recife, Belo Horizonte, São Paulo e Curitiba.

Mamão

Encontraram-se, nas 144 amostras analisadas, resíduos de três agrotóxicos presentemente autorizados para uso em mamão (Tabela 3). Em contrapartida, resíduos de quatro agrotóxicos não autorizados foram observados. Os resultados apresentados indicam que os resíduos de agrotóxicos autorizados mais encontrados foram ditiocarbamatos (n = 58 ou 68,7%) e clorotalonil (n = 19 ou 13,9%). Constatou-se o uso extensivo de dicofol, um composto não autorizado, na cultura de mamão (n = 24 ou 16,7%). Todas as amostras de mamão foram analisada pelo LabTox/Itep.

Os resultados discutidos anteriormente refletem a calamitosa situação encontrada quando do início do Para. Existem algumas evidências, muito tênues ainda, que parecem indicar uma melhoria substancial na qualidade dos produtos amostrados no âmbito do Para 2002-2003.

Tabela 3 – Resíduos de agrotóxicos em mamão

Composto	Min mg/kg	Max mg/kg	Lmr mg/kg
Azinfos-etil (n=1; 0,69%)	0,2	0,2	NA/2002
Clorotalonil (n=19; 13,9%)	0,01	0,16	0,1
Diazinona (n=1; 0,69%)	0,45	0,45	0,5
Dicofol (n=24; 16,7%)	0,01	1,01	NA
Dimetoato (n=1; 0,69%)	0,19	0,19	NA
Ditiocarbamatos(n=58; 68,7%)	0,1	2,14	*
Parationa etilica(n=1; 0,69%)	0,07	0,07	NA

Lmr - limite máximo do resíduo legalmente admitido

NA - composto não autorizado para a cultura

* Método analítico usado determina DTC-total (como CS_2)

Obs: Período de amostragem: outubro-dezembro 2001; amostras analisadas: 144; amostras coletadas em supermercados em Recife, Belo Horizonte, São Paulo e Curitiba.

Estudos interlaboratoriais

Nas Tabelas 4 e 5 são apresentados os resultados de um dos estudos interlaboratoriais patrocinados pelo INCQS dentro do Subprograma da Qualidade do Para. Participaram da pesquisa 17 laboratórios especializados em análises de resíduos de agrotóxicos em alimentos, quatro dos quais realizam rotineiramente análises de amostras para o Programa. O material-teste utilizado foi polpa de tomate fortificada com dez agrotóxicos: captana, carbendazim, diclorvós, dicofol, alfa-endosulfam, beta-endossulfan, etiona, malation, parationa-metílica, procloraz (Nóbrega et al., 2003).

A avaliação de desempenho foi feita considerando-se como valor designado de cada agrotóxico, aquele emitido pelo Laboratório de Referência (Laboratório 001, Pesticide Analysis Group, Food Inspection Service – Amsterdam/Holanda). A ferramenta estatística utilizada foi o *Z-score* calculado como:

$$z_{ij} = \frac{\bar{x}_{ij} - \hat{X}}{\hat{S}}$$

onde:

$\bar{x}_{ij}$ – média das 3 subdivisões da amostra para o composto j e participante i;

$\hat{X}$ – média dos resultados apresentados pelo Laboratório de Referência (001) para o composto j;

$\hat{S}$ – desvio padrão calculado pela equação de Horwitz para a concentração do composto j.

Com os resultados obtidos de z_{ij}, foi aplicado o seguinte critério para avaliação do desempenho do composto j para o participante i:

$| z_{ij} | \leq 2$ → Desempenho satisfatório
$2 < | z_{ij} | < 3$ → Desempenho questionável
$| z_{ij} | \geq 3$ → Desempenho insatisfatório

Como demonstrado na Tabela 4, somente três compostos selecionados (Grupo 1: etiona, malationa e parationa metílica) foram determinados por 100% dos laboratórios participantes deste estudo. Apenas 63% dos resultados apresentados se mostram satisfatórios quanto às concentrações de etiona e malationae, 50% quanto ao teor de parationa metílica.

Os demais compostos (Grupo 2) foram quantificados por menos de 60% dos laboratórios, com exceção do diclorvós que foi analisado por 75%. O procloraz foi determinado por apenas 25% dos laboratórios. Para esse segundo grupo de compostos, os índices para resultados satisfatórios também foram baixos, com exceção do procloraz. Tais índices se situaram entre 50% (diclorvos, dicofol e carbendazim) e 75% (alfa-endossulfan), isto é, do total de laboratórios que analisou o agrotóxico, 50% ou 75% acertou o resultado. O pequeno número de laboratórios que analisou os agrotóxicos do Grupo 2, e o baixo percentual de resultados satisfatórios refletem uma baixa viabilidade de determinação analítica (VA) para esses compostos dentro do conjunto de laboratórios que participaram deste estudo.

Os resultados apresentados na Tabela 4, portanto, sugerem que grandes esforços devem ser realizados pelos laboratórios, seja no sentido de ampliar o universo de agrotóxicos pesquisados em alimentos, seja objetivando melhorar a exatidão das análises realizadas.

Tabela 4 – Viabilidade de determinação dos agrotóxicos presentes na amostra utilizada no estudo interlaboratorial INCQS.1.AG2, pelo universo de laboratórios participantes do estudo

Agrotóxico	% Laboratórios analisaram o agrotóxico (a)	% Resultados satisfatórios (b)	VA* = 10^{-4} a x b
Etiona	100	63	0,63
Malationa	100	63	0,63
Parationa-metílica	100	50	0,50
Diclorvós	75	50	0,35
Alfa-endossulfam	50	75	0,37
Beta-endossulfam	50	63	0,32
Endossulfam	56	67	0,38
Dicofol	50	50	0,25
Procloraz	25	100	0,25
Carbendazim	50	50	0,25

* VA = Viabilidade analítica: viabilidade de determinação do agrotóxico pelo conjunto de laboratórios que participou do estudo integrado.

VA = 1,0 = Todos os laboratórios se mostraram capacitados para analisar o agrotóxico satisfatoriamente (todos determinaram o agrotóxico e todos obtiveram o Zij menor ou igual a 2).

VA = 0 = Nenhum laboratório se mostrou capacitado para analisar o agrotóxico satisfatoriamente (nenhum laboratório determinou o agrotóxico ou todos que o determinaram obtiveram o Zij maior que 2).

Os resultados da Tabela 5 demonstram que, dos 16 laboratórios que participaram do estudo INCQS.1.AG2, cinco obtiveram entre 80% e 90% de escores satisfatórios. Quatro desses laboratórios analisam rotineiramente amostras do PARA (Laboratórios 2, 4, 9 e 11). Os laboratórios, com exceção do 9, também demonstraram possuir as maiores capacidade analítica (CA), instalada para a determinação dos agrotóxicos objeto deste estudo.

Tabela 5 – Capacidade individual dos laboratórios participantes do EI INCQS.1.AG2 em determinar os agrotóxicos presentes na amostra utilizada

Código do laboratório	% Agrotóxicos analisados (a)	% Resultados satisfatórios frente ao total de compostos analisados (b)	CA* = 10^{-4} a x b
1 (Lab. Ref.)	100	-	1,00 (Lab. Ref.)
2	100	80	0,80
3	30	0	0,00
4	100	90	0,90
5	90	67	0,60
6	50	60	0,30
7	30	0	0,00
8	30	0	0,00
9	50	80	0,40
10	80	50	0,40
11	100	90	0,90
12	90	33	0,30
13	70	71	0,50
14	50	0	0,00
15	100	80	0,80
16	40	75	0,30
17	60	0	0,00

* CA = Capacidade analítica: capacidade de o laboratório determinar satisfatoriamente os agrotóxicos presentes na amostra.

CA = 1,0 = O laboratório participante se mostrou capacitado para analisar todos os agrotóxicos presentes na amostra satisfatoriamente (determinou todos os agrotóxicos presentes na amostra e obteve Zij menor ou igual a 2 para todos).

CA = 0,0 = O laboratório participante não se mostrou capacitado para analisar nenhum dos agrotóxicos presentes na amostra analisada satisfatoriamente (não determinou nenhum agrotóxico na amostra ou para aqueles que determinou obteve Zij maior que 2).

Esforços estão sendo realizados no sentido de se investigar e procurar corrigir as causas dos baixos índices de percentuais satisfatórios observados de uma maneira geral neste estudo, de forma a se obter um padrão de qualidade nacional mais elevado para análise de resíduos de agrotóxicos em alimentos.

ENCAMINHAMENTOS

Encaminhamentos da Anvisa

Os resultados gerados pelo PARA, no período 2001-2002, motivaram a Anvisa a; 1) divulgar na Internet informações revistas e atualizadas quanto ao uso de agrotóxicos (SIA, 2001); 2) rever o registro de agrotóxicos pela primeira vez no país, baseando-se em informações concretas quanto aos níveis de agrotóxicos em alimentos nacionais; 3) estabelecer valores de limites máximos de resíduos de ditiocarbamatos em alimentos, entre outros encaminhamentos (Para informações detalhadas sobre o assunto, consultar o Relatório 2001-2002 do PARA).

Encaminhamentos do Ministério Público

Um inesperado e muito bem-vindo apoio do Ministério Público do Estado de Pernambuco se manifestou em adição às atividades do PARA, imediatamente após os primeiros resultados analíticos referentes às amostras (tomate, morango e mamão) coletadas em Recife terem sido comunicados pela Anvisa aos supermercados e autoridades da saúde, da Agricultura e da Justiça do Estado de Pernambuco, em reunião realizada com esta finalidade, naquela cidade. Resumidamente, em 13 de dezembro de 2002, foi lavrado o Termo de Ajustamento de Conduta Conjunto:

> TERMO DE AJUSTAMENTO DE CONDUTA CONJUNTO n. 007/2002 – 16º (*Promotor de Justiça de Defesa do Consumidor*), 22º (*Promotora de Justiça de Prevenção de Acidentes de Trabalho e Defesa da Saúde do Trabalhador*), 11º (*Promotora de Justiça de Defesa da Saúde*) PJC que firma o MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE PERNAMBUCO, por intermédio da Promotoria de Defesa da Cidadania da Capital e a empresa CIA. BRASILEIRA DE DISTRIBUIÇÃO (*Compromissária*, *um dos pontos de amostragem do PARA em Recife*), com a interveniência da Secretaria Estadual de Saúde, por intermédio da DIRETORIA EXECUTIVA DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA.

Tomando por base os resultados do PARA, através do documento legal citado, o Ministério Público de Pernambuco determinou que a rede de supermercados onde foram coletadas as amostras:

- implantasse e executasse um plano de controle de qualidade de produtos hortifrutigranjeiros no que se refere à presença de resíduos de agrotóxicos não autorizados e/ou acima dos limites máximos autorizados pela autoridade competente;
- fornecesse à Vigilância Sanitária Estadual, no ato de coleta das amostras para fins de análise laboratorial multirresidual, a qualificação completa do fornecedor (produtor ou distribuidor) do produto a ser analisado;
- apresentasse à Vigilância Estadual, no ato da coleta das amostras para fins de análise laboratorial multirresidual, o comprovante do pagamento ao Instituto Tecnológico de Pernambuco (um dos laboratórios que realiza rotineiramente análises de amostras do Para) pelos serviços a serem prestados, até o último dia útil de mês antecedente ao da realização da coleta;
- informasse à Promotoria signatária do Termo de Conduta, no prazo de cinco dias a data da coleta realizada pela Vigilância Sanitária Estadual e o resultado positivo de quaisquer exames sobre a presença de resíduos de agrotóxicos de uso proibido ou de resíduos de agrotóxicos permitido acima do tolerado, ainda que o produto hortifrutigranjeiro não conste do Plano de Controle de Qualidade integrante do Termo de Ajustamento de Conduta.
- suspendesse a compra de produtos a fornecedores/produtores cuja cultura apresentasse irregularidades em análises laboratoriais (LabTox/Itep) quanto a resíduos de agrotóxicos, informasse dentro de cinco dias à Promotoria a suspensão de compra em questão, quando ocorresse, e/ou o reinício das compras, quando os exames laboratoriais demonstrassem estar o produto apto para o consumo;
- fornecesse, trimestralmente, cadastro de fornecedores devidamente identificados de produtos hortifrutigranjeiros e/ou demonstração de período de compra, documentalmente comprovados para produtos adquiridos de distribuidoras.

Determinações igualmente rigorosas e claras foram dirigidas no documento em questão à Secretaria Estadual de Saúde/Diretoria Executiva de Vigilância Sanitária (Compromissária) e à Promotoria de Justiça de

Defesa da Capital, estabelecendo as obrigações de todas as partes envolvidas naquele Termo de Ajustamento de Conduta:

- Obrigações da Vigilância Sanitária – proceder à coleta das amostras para análise laboratorial em local indicado pela compromissária; exigir da compromissária a identificação do produtor ou distribuidor do produto no ato de coleta; exigir da compromissária a exibição do comprovante de pagamento, devidamente quitado, dos exames laboratoriais; encaminhar ao LabTox/Itep as amostras; comunicar ao Ministério Público de Pernambuco os resultados das análises; adotar as providências em relação ao Meio Ambiente e Saúde do Trabalhador no local de cultivo da cultura em que tenha sido detectado uso inadequado de agrotóxicos; comunicar à compromissária os resultados insatisfatórios de produtos hortifrutigranjeiros e o respectivo produtor, quando identificado, resultante de análises laboratoriais procedidas por força do Termo de Ajustamento.
- Obrigações da Promotoria Signatária – comunicar os resultados das análises realizadas pelo LabTox/Itep ao Fórum de Combate aos Efeitos Nocivos dos Agrotóxicos na Saúde do Trabalhador, Meio Ambiente e na Sociedade, no prazo de cinco dias do recebimento dos respectivos laudos; encaminhar os resultados das análises realizados pelo LabTox/Itep à Promotoria de Justiça do local de produção da cultura, à Secretaria da Agricultura do Estado de Pernambuco/Defis para investigar o uso inadequado de agrotóxicos; proceder à investigação dos produtores dos hortifrutigranjeiros em que conste resíduos de agrotóxicos proibidos ou acima dos níveis tolerados pela legislação própria, quando as informações cadastrais exigidas restringirem-se a distribuidores; lançar nota de sigilo sobre os resultados insatisfatórios das análises em produtos hortifrutigranjeiros e identificação do respectivo produtor, ressalvada a comunicação aos órgãos de fiscalização competentes, os quais serão cientificados da responsabilidade pelo uso indevido da informação; publicar em espaço próprio do Diário Oficial do Estado de Pernambuco o Termo de Ajuste de Conduta.

Finalmente, foram estabelecidas multas pecuniárias diárias, sem prejuízo das sanções administrativas e penais, pelo descumprimento de

quaisquer cláusulas do Termo de Ajuste de Conduta. As multas foram fixadas sempre tomando como base o valor cobrado pelo LabTox/Itep para a realização de uma análise de hortifrutigranjeiro para resíduos de agrotóxicos. Por exemplo, o não cumprimento da cláusula que determina informar trimestralmente o cadastro de fornecedores/distribuidores implica uma multa diária correspondente a duas vezes o valor da análise citada cobrada pelo LabTox/Itep. No caso de não suspensão da compra de um determinado produtor de hortifrutigranjeiros por três meses, quando constatadas irregularidades relativas a níveis de resíduos de agrotóxicos em seus produtos, a multa estabelecida é de três vezes o custo análise-Itep por dia de inadimplemento.

É de se prever que o Ministério Público de outros estados onde o Para já se encontra em execução venham a seguir o modelo de atuação desenvolvido pelo Ministério Público do Estado de Pernambuco. Presentemente, há indícios de que movimentos semelhantes já se delineiam em São Paulo e no Paraná. Este fato vem corroborar todo o planejamento inicial do Para, pois o programa sempre foi pensado como um meio de levantar dados confiáveis sobre a situação da contaminação de alimentos com agrotóxicos, divulgando-os para que as medidas administrativas e judiciais cabíveis possam ser implementadas. É possível que a forma pela qual o Ministério Público do Estado de Pernambuco se associou às ações relativas à contaminação de hortifrutigranjeiros com agrotóxicos, iniciadas pelo Para, venha fazer escola no país. Este fato poderá implicar profundas transformações nas ações de vigilância sanitária no Brasil.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Desde os primeiros momentos de sua criação, o Para tem sido pensado como um trabalho que deve ter continuidade, independente das pessoas que presentemente o movimentam. Afinal, programas semelhantes em outros países já vêm sendo realizados há mais de dez anos, contribuindo para a segurança alimentar de suas populações, assegurando a qualidade dos alimentos exportados e servindo de base para a fixação de parâmetros para a importação dos mesmos.

Nada mais deprimente do que assistir ao Brasil participar de reuniões do Codex Alimentarius sem dados laboratoriais sobre níveis de resíduos de agrotóxicos em seus alimentos, sem condições de argumentar com outros países quanto a questões muitas vezes de natureza essencialmente política, envolvendo limites máximos de resíduos. Nada mais preocupante do que se legislar quanto ao registro de novos agrotóxicos ou quanto à renovação de registros concedidos previamente, sem uma base de dados nacional que permita ao legislador um mínimo de segurança quanto ao efeito de suas decisões sobre a segurança alimentar da população.

Evidentemente, este é um programa que ainda está engatinhando – conta com pouco mais de dois anos de existência. As dificuldades enfrentadas no primeiro ano do programa foram semelhantes às de qualquer trabalho pioneiro realizado no país. São problemas, em sua maior parte, decorrentes da extensão continental do nosso país e das agudas diferenças regionais ainda existentes. Contudo, com grande esforço e humildade de toda a equipe, as dificuldades vêm sendo vencidas paulatinamente.

Atualmente, os grandes desafios são: 1) aumentar a capacidade analítica instalada no país para a realização de análise de alimentos para resíduos de agrotóxicos; 2) criar condições para a produção, armazenamento, distribuição e revalidação de padrões de agrotóxicos indispensáveis à realização e continuidade do PARA; 3) fazer funcionar em caráter definitivo um sistema que permita a troca eficiente de informações entre o INCQS, a GGTOX/Anvisa, os Laboratórios e as vigilâncias sanitárias estaduais; 4) uniformizar os sistemas da qualidade dos quatro laboratórios que analisam amostras PARA, credenciando-os junto ao Inmetro, quando necessário, e credenciar o INCQS junto ao Inmetro como provedor de estudos interlaboratoriais.

Além das equipes da Anvisa e do INCQS, participaram da realização desta etapa (2001-2002) do PARA: Secretaria Estadual de Vigilância Sanitária dos Estados de Pernambuco, Minas Gerais, São Paulo e Paraná; Secretaria Municipal de Vigilância Sanitária das cidades de Recife, Belo-Horizonte, São Paulo e Curitiba; Laboratório Central do Paraná (Lacen-PR), Curitiba, Instituto Adolfo Lutz de São Paulo; Fundação Ezequiel Dias, Instituto Otávio Magalhães, Belo Horizonte, Minas

Gerais; Laboratório de Toxicologia, Instituto Tecnológico do Estado de Pernambuco, LabTox/Itep, Recife.[1]

REFERÊNCIAS BILIOGRÁFICAS

CODEX ALIMENTARIUS. *Métodos de Analisis y Muestreo*. 2.ed. Roma: OMS, 1955.

DUTCH MINISTRY OF PUBLIC HEALTH WELFARE AND SPORTS. *General Inspectorate for Health Protection, Analytical Methods for Pesticide Residues in Foodstuffs*. Bilthoven: P. Van Zoonen, 1996. (Part 1: Multiresidue Methods)

HIEMSTRS, M; JOOSTEN, J. A. & DE LOL, A. Fully automated solid-phase extraction cleanup and online liquid chromatographic determination of benzimidazoles fungicides in fruit and vegetables. *JOAC Int*, 78: 1267-1274, 1955.

MINELLI, E. V. et al. Determination of carbamate insecticides in apples, pears and lettuce by LC with UV detector. *JOAC Int*, 80: 1315-1319, 1997.

KEPPEL, G. E. Collaborative study of determination of dithiocarbamate residues by a modified carbon disulphide evolution method. *JOAC Int*, 54: 528-532, 1971.

PARA (Programa de Análises de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos). *Relatório Anual – 2002*. Disponível em: http://www.anvisa.gov.br/toxicologia/resíduos.

NOBREGA, A. W. et al. Ensaio de proficiência na determinação de resíduos de agrotóxicos em purê de tomate: resultados de um estudo nacional. In: XIII ENAAL, 13, Rio de Janeiro, *Anais...* 2003.

SIA (Sistema de Informação sobre Agrotóxicos). *Base de Dados, 2001*. Disponível em: http://www.anvisa.gov.br/toxicologia.

[1] Para fins de registro, seria louvável relacionar aqui todas as pessoas e instituições que deram ou estão dando o máximo de seus esforços para transformar o PARA em realidade. A fim de não cometer injustiças, remetemos o leitor ao Relatório Anual 2001-2002 do PARA, onde informações adicionais podem ser encontradas.

13

SISTEMA DE NOTIFICAÇÃO DE INTOXICAÇÕES: desafios e dilemas

Magda Lúcia Felix de Oliveira
Adaelson Alves Silva
Tanimária Silva Lira Ballani
Ana Carolina Manna Bellasalma

INTRODUÇÃO

O principal objetivo dos serviços de saúde é a produção de impacto positivo nas condições de saúde da população. No entanto, a incorporação da epidemiologia às atividades dos serviços de saúde tem sido apenas parcial, constituindo um obstáculo à elaboração de parâmetros de avaliação de qualidade dos serviços e sua adequação à estrutura heterogênea da sociedade brasileira (Pinheiro & Escoteguy, 2002).

Langmuir (1963), apresentou o conceito para vigilância em saúde pública como observação contínua da distribuição e tendências da incidência de doenças, mediante a coleta sistemática, a consolidação e a avaliação de informações de morbidade e mortalidade, assim como de outros dados relevantes, e a regular disseminação dessas informações.

Raska (1964) afirmou que a vigilância deveria ser conduzida respeitando as características particulares de cada doença, com o objetivo de oferecer as bases científicas para as ações de controle, e sua complexidade técnica deveria estar condicionada aos recursos disponíveis de cada país.

De acordo com a Lei Orgânica da Saúde (Brasil, 1990), a vigilância epidemiológica (VE) é entendida como "um conjunto de ações que propiciam o conhecimento a detecção ou prevenção de qualquer mudança nos fatores determinantes e condicionantes da saúde individual ou coletiva, com finalidade de recomendar e adotar as medidas de prevenção e controle das doenças ou agravos".

A vigilância epidemiológica tem como uma das suas principais atribuições o monitoramento de um conjunto de doenças e agravos, que, por algumas características particulares, necessita de informação rápida para o desencadeamento de ações de controle. Estas doenças compõem a Lista de Doenças de Notificação Compulsória.

A primeira lista de doenças de notificação compulsória remonta ao ano de 1377, em Veneza. No entanto, o primeiro Regulamento Sanitário Internacional data de maio de 1951, no qual foram definidas seis enfermidades de notificação internacional. Este Regulamento foi incorporado no Brasil em 1961, mas a notificação sistemática de algumas doenças transmissíveis deu-se a partir de 1969, com dados originários das secretarias estaduais de saúde e outros órgãos federais, divulgados em um boletim epidemiológico com periodicidade quinzenal (OMS, 1969; Brasil, 1986). O Sistema Nacional de Vigilância Epidemiológica (SNVE) só foi regulamentado em nosso país no ano de 1976, ampliando o número de doenças de notificação compulsória. A partir de 1970, a vigilância passa a ser aplicada também ao acompanhamento de acidentes, doenças profissionais e outros eventos adversos à saúde relacionados a riscos ambientais, como poluição por substâncias radioativas, metais pesados; utilização de aditivos em alimentos e emprego de tecnologias médicas, tais como medicamentos, equipamentos, procedimentos cirúrgicos e hemoterápicos (Brasil, 1986).

A diversidade, a complexidade, as características regionais e a dimensão continental do Brasil tornam pouco realista a existência de uma única Lista de Doenças de Notificação Compulsória para todo o território nacional, mesmo que se tente atender às diferenças regionais. No entanto, é importante a instituição de uma lista mínima nacional que inclua as doenças cujas informações sejam de interesse para o país: "Paralelamente, tem-se que estimular estados e municípios a elaborarem suas listas complementares visando ao fortalecimento dos sistemas locais de vigilância epidemiológica, na direção da autonomia técnico-gerencial dos municípios" (Teixeira et al., 1998: 8).

A vigilância epidemiológica é um processo contínuo que envolve a coleta, a análise, a interpretação e a disseminação de dados referentes à situação corrente de diferentes agravos à saúde de uma comunidade ou população; apóia a tomada de decisões referentes as medidas para controle de doenças e a avaliação dos programas de saúde (Nobre et al., 1996).

A orientação atual para o desenvolvimento do SNVE prioriza o fortalecimento de sistemas municipais de vigilância epidemiológica, com incorporação gradativa de novas doenças e agravos, inclusive doenças não transmissíveis. Todos os níveis do sistema têm atribuições de vigilância epidemiológica, sendo que a eficiência do nível local é proporcional ao desencadeamento das ações de controle. Atualmente, com as profundas mudanças no perfil epidemiológico da população, considera-se que muitas enfermidades não transmissíveis são resultantes do processo de transformação das sociedades modernas (São Paulo, 2000).

SEGURANÇA QUÍMICA E NOTIFICAÇÃO DE INTOXICAÇÕES

No Brasil, houve um crescimento, em intensidade e extensão, dos problemas relacionados à segurança química maior do que a capacidade de enfrentá-los. Segundo Freitas et al. (2002: 256):

> A reconhecida complexidade sócio-ambiental do Brasil, associada às vulnerabilidades populacional e institucional, vem propiciando a utilização indiscriminada dos recursos naturais e sua contaminação, pela coexistência de modos de produção arcaicos com os da tecnologia avançada, resultando em diferentes formas e níveis de inserção social e poluição química.

No entanto, a monitorização das condições de risco relacionadas ao meio ambiente (*hazard surveillance*) não integra o escopo da vigilância epidemiológica, pulverizando-se em diversas instituições internas ou externas ao Sistema Único de Saúde (SUS) – vigilância sanitária, agricultura, meio ambiente, entre outras.

Considerando que problemas ambientais influem na qualidade de vida das populações, a avaliação desses problemas não pode depender única e exclusivamente de atos de denúncia, mas deve ser monitorada, visando a antecipar medidas de investigação e controle por parte dos órgãos responsáveis (São Paulo, 2000).

Os limites ambientais de elementos prejudiciais à saúde humana, de maneira geral, são estabelecidos em níveis nos quais se espera a não detecção de efeitos e devem assim ser mantidos e vigiados. No entanto, muitas vezes estes limites são ultrapassados como, por exemplo, no número de intoxicações por agrotóxicos observados em áreas rurais.

Segundo Câmara (2002), a implantação de um sistema de vigilância ambiental não é simples. A vigilância epidemiológica encontrada nos sistemas estaduais e municipais geralmente fica limitada ao controle das doenças infecciosas ou é ampliada apenas para algumas doenças de origem ocupacional, como, por exemplo, as intoxicações por agrotóxicos. As dificuldades para implantação de sistemas de vigilância em saúde ambiental são, também, citadas por Câmara (2002: 381):

> - A ausência de políticas e programas nos estados e municípios, talvez minimizada a partir do lançamento do Projeto Vigisus, que contempla recursos específicos para implantação deste sistema.
> - O aumento do número de substâncias tóxicas de interesse, dificultando o desenvolvimento das metodologias para a obtenção e análise da informação.
> - O fato dos fatores de risco estarem fora do setor saúde.
> - A ausência de ação integrada entre os setores governamentais e também com a sociedade civil.
> - O ainda escasso conhecimento das condições locais de risco.
> - A cobertura insuficiente do setor saúde.
> - A legislação inadequada ou ausência do cumprimento da legislação existente.
> - A pouca contribuição dos responsáveis pela poluição ambiental.
> - O fato de a informação ser diversificada e proveniente de parâmetros para o sistema.
> - A ausência de tecnologias para a realização de determinados tipos de monitoramento.
> - A falta de capacitação dos profissionais de saúde notadamente os médicos, no diagnóstico clínico das intoxicações.
> - A falta de participação comunitária.
> - A dependência da existência de limites seguros de exposição que sirvam de diversas fontes.

Quanto à utilização de agrotóxicos, o uso de substâncias químicas orgânicas ou inorgânicas em agricultura remonta à antiguidade clássica. Escritos de romanos e gregos mencionavam o uso de certos produtos como arsênico e o enxofre para o controle de insetos. A partir do século XIX, o emprego de substâncias orgânicas, como a nicotina e piretros extraídos de plantas, era hábito na Europa e Estados Unidos, com a mesma finalidade. No século XX, iniciaram-se os estudos sistemáticos buscando o emprego de substâncias inorgânicas para a proteção de plan-

tas; deste modo, produtos à base de cobre, chumbo, mercúrio, cádmio foram desenvolvidos comercialmente e empregados contra uma grande variedade de pragas, porém com limitada eficácia.

A partir da Segunda Guerra Mundial, com a descoberta do extraordinário poder inseticida do organoclorado DDT e dos organofosforados, inicialmente utilizados como armas de guerra, deu-se início à grande disseminação dessas substâncias na agricultura (Luna, Sales & Silva, 2001). Nos anos 60, os agrotóxicos começam a ser amplamente difundidos como parte fundamental da agricultura moderna, amparando a 'revolução verde' brasileira (Moreira et al., 2002; Brasil, 1997). Após a fase inicial, entre os anos 60 e 70, de incentivo oficial para a expansão da utilização de agrotóxicos na agricultura, o país passa a vivenciar os efeitos à saúde decorrentes dessa utilização, conforme atestam as precárias estatísticas dos centros de assistência toxicológica existentes em alguns estados (Brasil, 1997).

Moreira et al. (2002) informam que o consumo de agrotóxicos encontra-se em franca expansão no Brasil: cerca de 50% da quantidade de agrotóxicos utilizados na América Latina, o que envolve um comércio estimado em cerca de U$ 2,56 bilhões em 1998, ocupando quarto lugar no *ranking* dos países consumidores de agrotóxicos.

A Organização Mundial da Saúde (OMS, 1990) estima que ocorram no mundo cerca de três milhões de intoxicações agudas por agrotóxicos anualmente, com 220 mil mortes, sendo que cerca de 70% ocorrem em países do chamado Terceiro Mundo. Esse quadro diz respeito não apenas à intoxicação de trabalhadores que têm contato direto ou indireto com esses produtos, mas também à contaminação de alimentos, de efluentes líquidos, do solo e da atmosfera.

Em 1997, o Ministério da Saúde, em iniciativa conjunta com a Organização Pan-Americana da Saúde (Opas), definiu uma metodologia para implantação em todo território nacional do Programa de Vigilância a Populações Expostas a Agrotóxicos, testada em áreas-piloto de cinco estados (Bahia, Minas Gerais, Paraná, Rio de Janeiro e São Paulo), no período de abril de 1995 a abril de 1996, integrada ao Sistema de Informações de Agravos de Notificação (Sinan) (Brasil, 1997). Este sistema, que objetivava conhecer o perfil de morbi-mortalitade relacionado ao uso de agrotóxicos nas populações expostas, não foi implantado em todo o país.

Nos estados do Paraná e Rio Grande do Sul, por exemplo, as intoxicações por agrotóxicos são objeto de ações de vigilância epidemiológica e sanitária em seus âmbitos de atuação. Porém, na maioria dos estados brasileiros, essas ações são ainda incipientes, necessitando regulamentação e normatização.

A Resolução 78, de 11 de junho de 2002, institui, na Secretaria de Estado da Saúde de São Paulo, o Sistema Estadual de Toxicovigilância (Setox/SP), que tem como objetivo principal implantar a notificação de eventos toxicológicos no âmbito do SUS e promover a investigação dos mesmos. Neste sistema, a notificação dos casos não é compulsória.

Entre os fatores que dificultam a compreensão da magnitude da intoxicação por agrotóxicos como problema de saúde pública, podemos citar a subnotificação de casos, inclusive com completo silêncio epidemiológico em áreas onde sabidamente existe ocorrência do agravo, e a dificuldade de definição/identificação de casos, dificultando a detecção precoce ou, na maioria das vezes, o reconhecimento da síndrome clínica.

A subnotificação de casos ocasiona desconhecimento do número de intoxicações e mortes por agrotóxicos, "porém é fácil supor que o tamanho do problema não é pequeno: somos um dos maiores consumidores mundiais e, muitas vezes, requisitos básicos de segurança para a aplicação, armazenamento e disposição final dos mesmos não são cumpridos" (Brasil, 1997: 3-4).

O PAPEL DOS CENTROS DE ASSISTÊNCIA TOXICOLÓGICA E A REDE SINITOX

As primeiras instituições ligadas ao controle das intoxicações foram criadas na Europa e nos Estados Unidos há cerca de cinqüenta anos, quando pediatras sentiram a necessidade de criar centros de assistência toxicológica para auxiliar na informação médica e na vigilância das populações expostas a riscos tóxicos. Nos EUA, existem atualmente 67 centros em funcionamento.

No Brasil, o primeiro centro foi implantado em 1971, em São Paulo, e o segundo funciona desde 1976, em Porto Alegre; estes serviços passaram a prestar informações solicitadas por profissionais de saúde e população em geral e a divulgar dados sobre o atendimento.

O Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas (Sinitox) foi constituído em 1980, pelo Ministério da Saúde, vinculado à Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz), com o objetivo de criar um sistema abrangente de informação e documentação em Toxicologia e Farmacologia de alcance nacional, capaz de fornecer informações precisas sobre agentes tóxicos aos gestores de saúde, aos profissionais de saúde e áreas afins, e à população em geral, e instituir no país uma rede de centros de assistência toxicológica (Bortoletto et al., 1995).

A partir de 1985, o Sinitox passou a divulgar os casos de intoxicação humana registrados pela rede de centros de assistência toxicológica (CAT). Até 1985 foram implantados 15 CATs, mas em 2002 o país contava com 31 CATs em funcionamento. A região Norte, com sete estados, tem duas CATs; na região Nordeste, apenas cinco estados possuem CAT, em um total de seis centros; a região Sudeste tem 16 centros funcionando, dos quais 12 estão localizados no estado de São Paulo; os três estados da região Sul contam com cinco CATs, três localizados no estado do Paraná; a região Centro-Oeste tem quatro centros.

Desde 1990, o Sinitox vem passando por reformulações, visando ao seu aprimoramento como fonte de informação no campo das intoxicações. Foram introduzidas mudanças fundamentais nos instrumentos de coleta de dados, com o objetivo de superar lacunas detectadas quanto à padronização e compatibilidade dos dados e quanto à integração do sistema com outras bases de dados, que possibilitassem a realização de análises comparativas. A incorporação de novas tecnologias no tratamento e análise dos dados resultou em melhor qualidade e uma maior confiabilidade das informações (Bortoletto et al., 1995).

Atualmente, essa rede é coordenada pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa), na Gerência Geral de Toxicologia, que tem por missão "promover e proteger a saúde da população através da avaliação do perigo das substâncias químicas, particularmente aquelas de uso na agricultura, ambientes domésticos e campanhas de saúde" (Brasil, 2001).

O Centro de Informação Científica e Tecnológica (Cict) da Fiocruz coordena o processo de coleta, compilação, análise e divulgação dos casos de intoxicação registrados pela rede composta pelos 31 CATs, localizados em 17 estados brasileiros. O resultado deste trabalho é divulgado na publicação *Estatística Anual dos Casos de Intoxicação e Envenenamento* (Fiocruz, 2002).

A estatística referente ao ano de 2000 consolida 72.786 casos de intoxicação humana e 377 óbitos. Com esta publicação, a base Sinitox registra, para o período de 1985 a 2000, 740.848 casos e 4.890 óbitos. As intoxicações por agrotóxicos representaram 5.127 casos em 2000, com 141 óbitos (Sinitox, 2003). Representa a maior letalidade entre os agentes tóxicos (2,75%), com variação entre 8,79% na região Nordeste e 0% na região Norte. No entanto, são reconhecidas algumas limitações nessa rede. A Anvisa, a Fiocruz e direção dos CAT, em um trabalho conjunto, vêm discutindo e implementando estratégias para solucioná-las. Entre as dificuldades, podemos citar:

• Os centros adquirem características próprias em cada estado, sendo que a relação com a Vigilância Sanitária e com a Vigilância Epidemiológica/Ambiental assume graus variáveis de ligação e organicidade; por outro lado, os centros têm vinculação administrativa diversificada, com gestão de secretarias estaduais de saúde, secretarias municipais de saúde, universidades e fundações/consórcios.

• Em decorrência dessa situação, a maioria dos centros tem problemas de infra-estrutura material e humana, que pode comprometer a geração da informação toxicológica. A viabilização deste programa requer que os CATs sejam estruturados em bases sólidas, não só em termos da profissionalização e estabilidade de sua equipe técnica, como também no que tange à garantia de equipamento mínimo necessário para o apoio das atividades de toxicovigilância. Estes requisitos básicos resultarão na credibilidade desses centros junto às autoridades e comunidade em geral, atestada pela eficácia e eficiência dos trabalhos desenvolvidos – do que resultará o imprescindível respaldo institucional.

• Existe uma disparidade grande na distribuição de centros pelas regiões do Brasil, acompanhando as diferenças regionais já conhecidas. Além disso, os centros não cobrem todo o território do país, comprometendo o estabelecimento de um quadro nacional.

• O princípio básico de um sistema ou rede é a conectividade entre seus integrantes em nível macrorregional, o que inexiste no caso particular da rede de centros. Além disso, a rede Sinitox não está agregada ao conjunto das informações epidemiológicas geradas pelo Ministério da Saúde, dificultando o uso de técnicas de captura-recaptura de informação em saúde (Hamman & Laguardia, 2000).

• Na maioria dos estados, a notificação dos eventos toxicológicos não é obrigatória, facilitando a subnotificação. A notificação é habitualmente realizada de modo precário, devido ao desconhecimento de sua importância, ao descrédito dos serviços de saúde, à falta de acompanhamento e supervisão da rede de serviços e, também, devido à falta de retorno dos dados coletados e das ações que foram geradas pela análise.

O DESAFIO DE IMPLANTAÇÃO DE UM PROGRAMA DE TOXICOVIGILÂNCIA E A EXPERIÊNCIA DO CENTRO DE CONTROLE DE INTOXICAÇÕES DE MARINGÁ

Entende-se por toxicovigilância "o conjunto de medidas e ações que tem por finalidade conhecer a ocorrência e fatores relacionados às intoxicações e promover sua prevenção ou controle" (São Paulo, 2002: 98).

Um programa de toxicovigilância deveria adotar uma feição regionalizada e municipalizada, atendendo as necessidades e vocações próprias de cada área e utilizando, sempre que possível, a infra-estrutura das secretarias estaduais e municipais de saúde, integrando-se às atividades do SUS.

Um sistema de vigilância constitui-se de atividades de produção de conhecimento, baseadas no levantamento e análise sistemática de dados, e de intervenção nas situações de risco. A informação para ação é um importante instrumento para o planejamento, organização, desenvolvimento e avaliação das ações pelos serviços de saúde, como também para normalização de atividades técnicas correlatas.

A definição de caso de uma doença ou agravo, do ponto de vista da vigilância epidemiológica, pode se modificar ao longo de um período em conseqüência das alterações na epidemiologia da doença, da intenção de ampliar ou reduzir os parâmetros de ingresso de casos no sistema, aumentando a sensibilidade e especificidade para atender as necessidades de vigilância, etapas e metas de um programa especial de intervenção. De acordo com as normas de procedimentos de vigilância epidemiológicas, todos os casos suspeitos das doenças de notificação compulsória devem ser investigados.

Dependendo das características do agravo, dos objetivos do sistema, dos recursos disponíveis, da fonte ou das fontes de informação a serem utilizadas, pode-se optar por sistemas ativos ou passivos de vigilância. Para se tomar a decisão a esse respeito, devem-se analisar as vantagens, desvantagens e limitações de cada um deles.

Os sistemas de vigilância passiva caracterizam-se por terem como fonte de informação a notificação espontânea, constituindo o método mais antigo e freqüentemente utilizado na análise sistemática de eventos adversos à saúde. São também aqueles que apresentam menor custo e maior simplicidade. Porém, esse tipo de vigilância tem a desvantagem de ser menos sensível, ou seja, é mais vulnerável à subnotificação, portanto, menos representativo, apresentando maior dificuldade para a padronização da definição de caso.

A subnotificação de doenças pode determinar a diminuição da eficiência das ações de controle na medida em que pode induzir distorções, na tendência observada em sua incidência ou na estimativa do risco atribuível para se contrair uma enfermidade, e interferir na exatidão da avaliação do impacto de medidas de intervenção.

Os sistemas ativos de coleta de informações constituem o outro tipo de vigilância. Essa forma de obtenção de dados é, geralmente, aplicada a doenças que ocorrem raramente ou em sistemas de vigilância epidemiológica voltados aos programas de erradicação de doenças. Esses sistemas caracterizam-se pelo estabelecimento de um contato direto, a intervalos regulares, entre a equipe da vigilância e as fontes de informação, geralmente constituídas por clínicas públicas e privadas, laboratórios e hospitais.

No início da década de 80, Vogt, Clark & Kappel (1986) compararam sistemas ativos e passivos de vigilância, obtendo como resultado uma maior acuidade dos dados obtidos nos sistemas ativos, em comparação aos fornecidos pelos sistemas passivos de vigilância. Com referência às fontes de dados disponíveis para a implementação de sistemas vigilância de agravos específicos, podemos citar seis como as mais importantes: 1) vigilância com base em sistemas de notificações de doenças; 2) vigilância com base em sistemas articulados de laboratórios; 3) vigilância com base em dados hospitalares; 4) vigilância com base em 'eventos sentinelas'; 5) vigilância com base em informações obtidas de

'médicos sentinelas'; 6) vigilância com base em informações obtidas em unidade de assistência.

As notificações deverão ter fluxo estabelecido desde o nível municipal até os níveis estadual e federal, de forma ágil e eficiente. O sistema poderá ter dois tipos de entrada: passiva e ativa.

A entrada passiva pode ocorrer de duas formas: 1) demanda espontânea de paciente a uma unidade de saúde, que, após avaliação profissional, seja notificada como caso suspeito; 2) encaminhamento de notificação de suspeito pela rede de unidades notificadoras: escolas, instituições relacionadas à área agrícola, membros da comunidade etc.

A entrada ativa se dá através da busca ativa, que é a maneira de se identificar casos que não foram detectados e/ou notificados pela rede de unidades notificadoras. Nesse tipo de entrada, a equipe de vigilância se desloca para identificar possíveis casos de intoxicação. Isso pode ocorrer em duas circunstâncias: a partir de uma entrada passiva (caso índice) ou quando se identifica um grupo de alto risco (trabalhadores de uma área agrícola, de uma empresa etc.). A identificação de um grupo como de alto risco pode ser feita pela equipe de vigilância, pelo centro de referência ou por outros atores que compõem a rede de notificação (agentes comunitários, extensionistas rurais, agrônomos etc.). A equipe de vigilância visitará o local onde será realizada a investigação da situação de risco identificada, preenchendo uma ficha para cada pessoa estudada.

Uma outra fonte de dados importante para esse sistema é a investigação epidemiológica dos suspeitos notificados. Todos os casos notificados deverão ser investigados, porém, as situações descritas a seguir terão prioridade no agendamento da investigação, que deverá ser realizada imediatamente após a notificação: 1) intoxicação em gestante; 2) intoxicação em menor de 16 anos; 3) intoxicação fatal: considerar os casos de óbito imediato e aqueles que ocorreram no curso da hospitalização ou tratamento; 4) intoxicação por produtos de comercialização proibida no Brasil e por aqueles de classes toxicológica I – extremamente tóxicos (faixa vermelha) e II – altamente tóxicos (faixa amarela); 5) surto: ocorrência de mais de um caso em um mesmo local, propriedade ou empresa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BORTOLETTO, M. E. et al. Análise epidemiológica dos casos registrados de intoxicação humana no Brasil no período de 1985-1993. In: Congresso Brasileiro de Toxicologia, 9, 1995, Ribeirão Preto, *Anais*... Ribeirão Preto, SBTOX, 1995.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria Nacional de Ações Básicas de Saúde. *Guia de Vigilância Epidemiológica: normas e instruções*. 2.ed. Brasília: Divisão Nacional de Epidemiologia, 1986.

BRASIL. Lei nº 8080, 19 set. 1990. Dispõe sobre as condições para a promoção e recuperação da saúde, a organização e o funcionamento dos serviços correspondentes e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília. Seção I, p. 18055-18059.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância Sanitária. *Manual de Vigilância da Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos*. Brasília: Opas, 1997.

CÂMARA, V. M. Epidemiologia e ambiente. In: MEDRONHO, R. A. (Org.) *Epidemiologia*. São Paulo: Editora Atheneu, 2002.

FREITAS, C. M. et al. Segurança química, saúde e ambiente: perspectivas para a governança no contexto brasileiro. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(1): 249-256, jan.-fev. 2002.

FIOCRUZ (Fundação Oswaldo Cruz). Centro de Informação Científica e Tecnológica. *Estatística Anual dos Casos de Intoxicação e Envenenamento, Brasil, 2000*. Rio de Janeiro: Fiocruz/Cict, 2002.

HAMMAN, E. M.; LAGUARDIA, J. Reflexões sobre a vigilância epidemiológica: mais além da notificação compulsória. *Inf Epidem do SUS*, 9(3): 211-220, jul./set. 2000.

LANGMUIR, A. D. The surveillance of communicabbe diseases of national importance. *New Eng J Med*, 268(4): 182-192, 1963.

LUNA, A. J.; SALES, L. T. & SILVA, R. F. *Agrotóxicos: uma responsabilidade de todos (uma abordagem da questão dentro do paradigma do desenvolvimento sustentável*, 2001. (Mimeo.) Disponível em: http://www.prt6.gov.br/forum/downloads/Artigo1_Adeilson.doc.

MOREIRA, J. C. et al. Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo. *Ciência e Saúde Coletiva*, 7(2): 299-311, 2002.

NOBRE, F. F. et al. Sigepi: um sistema básico de informação geográfica para apoio à vigilância epidemiológica. *Inf Epid SUS*, 5(3): 49-72, jul.-set. 1996.

OMS (Organização Mundial da Saúde). *Reglamento Sanitario Internacional*. 3.ed. Genebra: Organizacion de la Salud, 1969.

OMS (Organização Mundial da Saúde). *Public Health Impact of Pesticides Used in Agriculture*. Genebra: The World Health Organization, 1990.

PINHEIRO, R. S. & ESCOTEGUY, C. C. Epidemiologia e serviços de saúde. In: MEDRONHO, R. A. (Org.). *Epidemiologia*. São Paulo: Editora Atheneu, 2002.

RASKA, K. The epidemiological surveillance programme. *J Hyg Epidem*, 8: 137-168, 1964.

SÃO PAULO. *Centro de Vigilância Sanitária*: *o papel da vigilância epidemiológica nas questões relacionadas à saúde e ao meio ambiente*. São Paulo: Divisão de Doenças Ocasionadas pelo Meio Ambiente, 2000. (Mimeo.)

SINITOX. *Estatística anual de casos de intoxicação e envenenamento: Brasil - 2000*. Rio de Janeiro: Centro de Informações Científica e Tecnológica (Cict/Fiocruz), 2003. Disponível em: http://www.fiocruz.br/sinitox.

TEIXEIRA, M. G. et al. Seleção das doenças de notificação compulsória: critérios e recomendações para as três esferas do governo. *Inf Epid do SUS*, 7 (1): 7-27, jan./mar. 1998.

VOGT, R. L.; CLARK, S. W. & KAPPEL, S. Evaluation of the state surveillance system using hospital discharge diagnosis, 1982 – 1983. *Amer J Epidem*, 123: 197-198, 1986.

14

O SISTEMA DE NOTIFICAÇÃO DAS INTOXICAÇÕES: o fluxograma da joeira

Jefferson José Oliveira-Silva
Armando Meyer

INTRODUÇÃO

O Brasil possui cerca de 12 milhões de trabalhadores rurais expostos diariamente a inúmeros agentes potencialmente perigosos à saúde, dentre os quais merecem destaque os agrotóxicos. Independente da grande preocupação da sociedade com o meio ambiente e com a qualidade do alimento, o consumo de agrotóxicos tem sido crescente. As vendas destes compostos no mercado brasileiro têm aumentado de forma significativa – entre os anos de 1991 e 1998 foram da ordem de 160%. Sabe-se, hoje, que o seu uso causou, como efeitos colaterais ao aumento da produtividade agrícola, danos ambientais substantivos, além de contribuir para a deterioração da saúde do homem, em particular do camponês.

As estratégias de controle e prevenção das intoxicações por pesticidas no Brasil sempre foram tímidas e vacilantes. Talvez porque o número de intoxicações, segundo as estimativas oficiais, seja inexpressivo quando comparado com outras doenças em nível nacional. Tendo a estatística oficial como bússola, o gestor público teria certamente preocupações mais prementes para o emprego dos recursos materiais e humanos.

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) cerca de três milhões de pessoas no mundo sofrem anualmente algum episódio de intoxicação decorrente da exposição a pesticidas. Estudos mais detalhados em populações de trabalhadores rurais apresentam taxas de incidência anuais de intoxicações que não condizem com estas estimativas e apon-

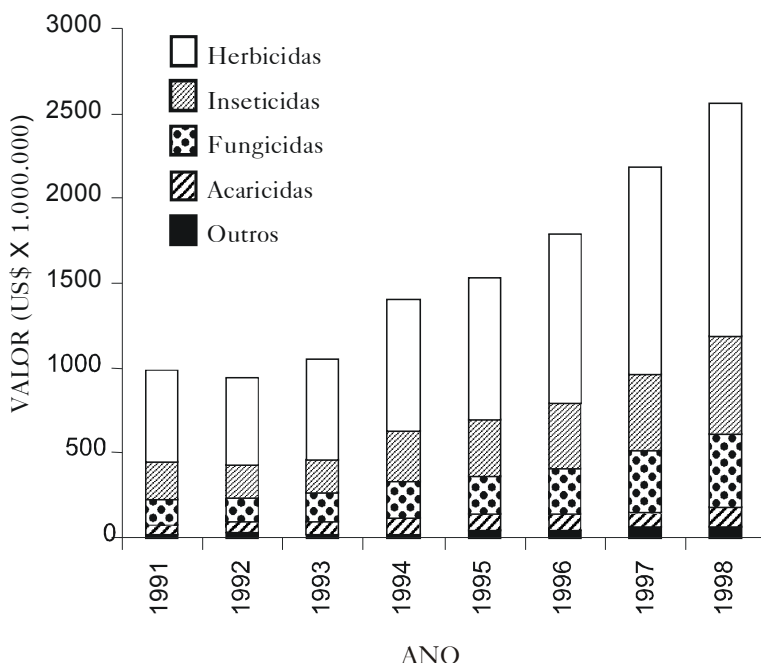
tam para números bem maiores. O objetivo deste artigo é revisar os dados oficiais sobre intoxicações por pesticidas no Brasil, confrontando-os com dados de investigações epidemiológicas que sugerem uma maior gravidade do problema e, por extensão, identificam os pontos de estrangulamento no processo de notificação nacional das intoxicações.

Apesar de o Brasil apresentar um nível intensivo de urbanização, sendo a população rural estimada em apenas 12 milhões de trabalhadores rurais em um universo de 170 milhões de pessoas (IBGE, 2002), o país sofreu, a partir da década de 60, um intenso processo de modernização agrícola denominado 'revolução verde'.

Este *new deal* na agricultura brasileira foi responsável pela introdução de profundas mudanças nos processos agrícolas e na sua relação com o meio ambiente. Nesse período foi observado um aumento expressivo na produção agrícola como resultado da introdução de novas tecnologias (Khush, 2001). Contudo, este desenvolvimento tecnológico estava em descompasso com o desenvolvimento humano no meio rural, que se processava de forma extremamente lenta. Tal fato colocou uma população rural despreparada, com pouco ou nenhuma assistência técnica, exposta a um grande número de substâncias químicas potencialmente tóxicas (de tintas a agrotóxicos), gerando, assim, como efeito colateral do processo de modernização agrícola, um número assombroso de intoxicações humanas e uma degradação ambiental significativa (Faria et al., 2000; Pimentel, 1996).

Dentro do mercado mundial de agrotóxicos, certamente por sua vocação agrícola, o Brasil se apresenta como grande consumidor, representando 50% do mercado latino-americano, com uma tendência ascendente de consumo (Gráfico 1) (Sindag, 2002).

Em comparação a outros problemas de saúde pública no Brasil, a intoxicação por pesticidas parece ser um dos menores, o que talvez esta seja uma das razões para a pouca atenção dispensada ao assunto. No entanto, vários estudos epidemiológicos, que apresentam estimativas oficiais, mostram taxas anuais de incidência ou prevalência destas intoxicações que sugerem ser o problema bem mais grave.

Gráfico 1 – Venda de agrotóxico, por classe, no período 1991-1998

INTOXICAÇÃO POR PESTICIDAS NOS PAÍSES EM DESENVOLVIMENTO

De acordo com dados oficiais, existem no mundo anualmente cerca de um milhão de intoxicações não intencionais causadas pela exposição a pesticidas, sendo 70% devido a exposições ocupacionais. Quando as intoxicações intencionais (suicídios e homicídios) são levadas em consideração, este número aumenta para três milhões (WHO/Unep, 1990). Uma das mais importantes críticas a esses dados oficiais reside no fato de levarem em conta apenas casos hospitalares, revelando somente parte do problema (Koh & Jeyaratnam, 1996).

Numa investigação epidemiológica conduzida em quatro países asiáticos, Jeyaratnam, Lun & Phoon (1987) encontraram taxas anuais de 3 a 7% incidência de intoxicações provocadas por agrotóxicos em trabalhadores. Outros estudos demonstraram que a incidência de intoxicações provocadas por agrotóxicos nos países em desenvolvimento da

América Latina varia nessa mesma faixa. São apontados 4,5% na Costa Rica, 9% na Indonésia, 2 a 10% na Bolívia (Forget, Goodman & De Villiers, 1990; Zaroff, 1999; Zaroff & Neas, 1999; Kammerbauer et al., 2001; Waliszewski et al., 1998; Hura et al., 1998). Somente na África, estima-se em 11 milhões o número de intoxicações anuais (Koh & Jeyaratnam, 1996). Tal fato sugere que, mesmo considerando uma taxa de incidência tão baixa quanto 3%, teríamos 25 milhões de intoxicações em trabalhadores rurais a cada ano nos países em desenvolvimento.

O CENÁRIO BRASILEIRO

De acordo com dados publicados pelo Ministério da Saúde, 8.914 intoxicações relacionadas a agrotóxicos ocorreram no ano de 2000, sendo que 79% desses casos foram registrados em áreas urbanas (Sinitox, 2003). Considerando que cerca de 85% da massa dos agrotóxicos é utilizada em atividades agrícolas, é difícil acreditar que existam 3,7 vezes mais intoxicados no meio urbano do que no meio rural.

Paralelamente aos dados oficiais, estudos epidemiológicos mais detalhados parecem indicar a real dimensão do problema. Em uma pesquisa realizada em três municípios do estado do Mato Grosso do Sul, os autores encontraram 9% dos trabalhadores rurais com atividades colinesterásicas abaixo da normalidade. Vale ressaltar todas dificuldades que envolvem a utilização deste indicador biológico discutidas em outro artigo desta publicação.

Outro estudo, realizado no Laboratório de Toxicologia do Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana (Cesteh/Ensp/Fiocruz), utilizando o mesmo indicador biológico, mostrou uma situação na qual 32% dos trabalhadores rurais do município de Magé-RJ, que efetivamente manipulavam agrotóxicos, apresentaram redução nas suas atividades colinesterásicas, segundo seus próprios valores de referência (Oliveira-Silva, 2001). Este mesmo trabalho indicou que 3% dos trabalhadores apresentavam sintomatologia compatível com a intoxicação por agrotóxicos. Em um trabalho posterior, realizado em uma comunidade rural de Nova Friburgo-RJ, também conduzido por pesquisadores no laboratório citado, foi demonstrado que 10% dos trabalhadores apresentavam sinais e sintomas de intoxicação. Finalmente, uma avaliação rea-

lizada em um grupo de trabalhadores rurais no estado do Rio Grande do Sul também indicou a prevalência de 10% de acidentes desta natureza.

Mesmo utilizando-se uma taxa, relativamente conservadora, de 3% para estimar o número de intoxicações provocadas por agrotóxicos entre os trabalhadores agrícolas brasileiros, seriam esperados cerca de 360.000 novos casos a cada ano somente no meio rural, um número aproximadamente quarenta vezes maior que o apontado nos dados oficiais.

Em relação aos casos de intoxicação no meio urbano, a situação não parece ser menos dramática. No biênio 2000-2001, deram entrada no Serviço Toxicologia do Instituto Médico Legal (IML-RJ) 1.428 casos suspeitos de intoxicação. Desses episódios fatais, 12,6% apresentavam fortes evidências de terem sido provocados por agrotóxico, sendo confirmados em apenas 45% dos casos, devido a limitações técnicas do serviço e à própria natureza das substâncias que apresentam baixa estabilidade no meio biológico. Em resumo, teríamos de 82 a 181 casos de intoxicação fatal provocados por agrotóxicos no estado do Rio de Janeiro (Sad & Cardoso, 2002), embora nenhum deles tenha sido notificado ao Sinitox.

CAUSAS DE SUBNOTIFICAÇÃO

Uma gama de fatores estruturais, metodológicos e relacionados à intoxicação pode explicar o grande número de casos de subnotificação das intoxicações provocadas por agrotóxicos, em particular as ocorridas nas áreas rurais brasileiras.

Sob o ponto de vista estrutural, teríamos a falta de hospitais, centros e postos de saúde na área rural se traduzindo nas longas distâncias que os trabalhadores rurais têm de percorrer para encontrar assistência médica, dificultando o pronto-atendimento dos casos de intoxicação desenvolvidos em comunidades agrícolas. Associa-se a este fato a falta de profissionais treinados para reconhecer quadros de intoxicação provocados por agrotóxicos tanto no meio rural quanto urbano.

Nos casos de intoxicações que obtêm êxito letal, o problema permanece o mesmo, isto porque somente os IMLs dos grandes centros urbanos realizam análises toxicológicas. Não é usual, ao menos no estado do Rio de Janeiro, os necrotérios dos distritos rurais enviarem amostras para análise nos necrotérios centrais. Nessas localidades, a *causa*

mortis se concentra no desfecho fatal da intoxicação (parada cardíaca, insuficiência respiratória etc.).

Metodologicamente, a confirmação das intoxicações crônicas ou de menor monta pode ser extremamente dificultada se não fizer parte de um programa mais complexo de vigilância toxicológica. Procedimentos analíticos mais refinados, como análises cromatográficas gasosas e líquidas acopladas a detectores específicos, são ainda muito caros para serem usados como técnicas de triagem, especialmente nos países em desenvolvimento que apresentam um cenário de múltipla exposição. Em contraponto, teríamos os kits 'de campo' economicamente viáveis, porém sem sensibilidade, o que poderia facilmente levar a resultados subestimados (Oliveira-Silva et al., 2000). Como alternativa, teríamos as metodologias baseadas em indicadores biológicos de efeito que poderiam ser utilizadas para monitorar vários compostos. Entretanto, a não-observação dos valores de referência adequados reduziria a sua eficácia, como discutido em outro artigo deste livro.

Fatores associados ao próprio processo de intoxicação podem levar a estimativas subestimadas das intoxicações provocadas por agrotóxicos. Excluindo as intoxicações agudas, nas quais a sintomatologia é mais claramente definida, as intoxicações de menor monta ou crônicas apresentam sintomatologia menos exuberante e mais difusa, como dor de cabeça, vertigens, diarréia etc., que podem ser facilmente confundidas com outras patologias comuns em áreas rurais, como parasitoses do sistema digestivo, insolação, disenterias etc.

Outro problema detectado no processo de notificação se relaciona diretamente à sistemática da entrada de dados no sistema. Atualmente, a principal fonte de informação do Sinitox se dá no momento em que são solicitadas informações clínico-toxicológicas por parte das emergências. Ocorre que a sintomatologia e o tratamento das intoxicações agudas provocadas por agrotóxicos, principalmente da classe dos anticolinesterásicos, são monótonos. Como conseqüência, as emergências rapidamente se familiarizam com essa situação e não recorrem mais ao sistema de informação. Como exemplo, pode-se citar um trabalho realizado no Hospital Adão Pereira, no município de Duque de Caxias–RJ, onde foram analisados todos os prontuários de 34 meses de internações na CTI pediátrica, entre os anos de 1999 e 2002. No estudo, demons-

trou-se que 2,14% das internações do período foram em conseqüência de intoxicações provocadas por agentes anticolinesterásicos; contudo, estes casos não foram notificados (Falconiere et al., 2002).

Somados esses fatores e possivelmente outros não listados, monta-se um sistema de componentes no qual as intoxicações humanas provocadas por agrotóxicos se apresentam como um problema menor. Diante da situação dramática que a saúde pública nacional atravessa, não podemos esperar maiores investimentos humanos e matérias em problemas que 'não existem' ou são 'menores'.

PERSPECTIVAS

A análise das causas da subnotificação dos casos de intoxicação, na verdade, revela um quadro muito mais complexo do que a simples omissão do registro. Trata-se de uma situação em que, mesmo que exista a iniciativa voluntariosa da notificação, não há suporte para a materialização dessa vontade. Recentemente, foi publicado um projeto de lei do Gabinete da Presidência da República que torna obrigatória a notificação de todo e qualquer caso de intoxicação. Esta iniciativa louvável trará pouca ou nenhuma modificação no quadro atual de subnotificação se não forem realizadas outras ações conjuntas.

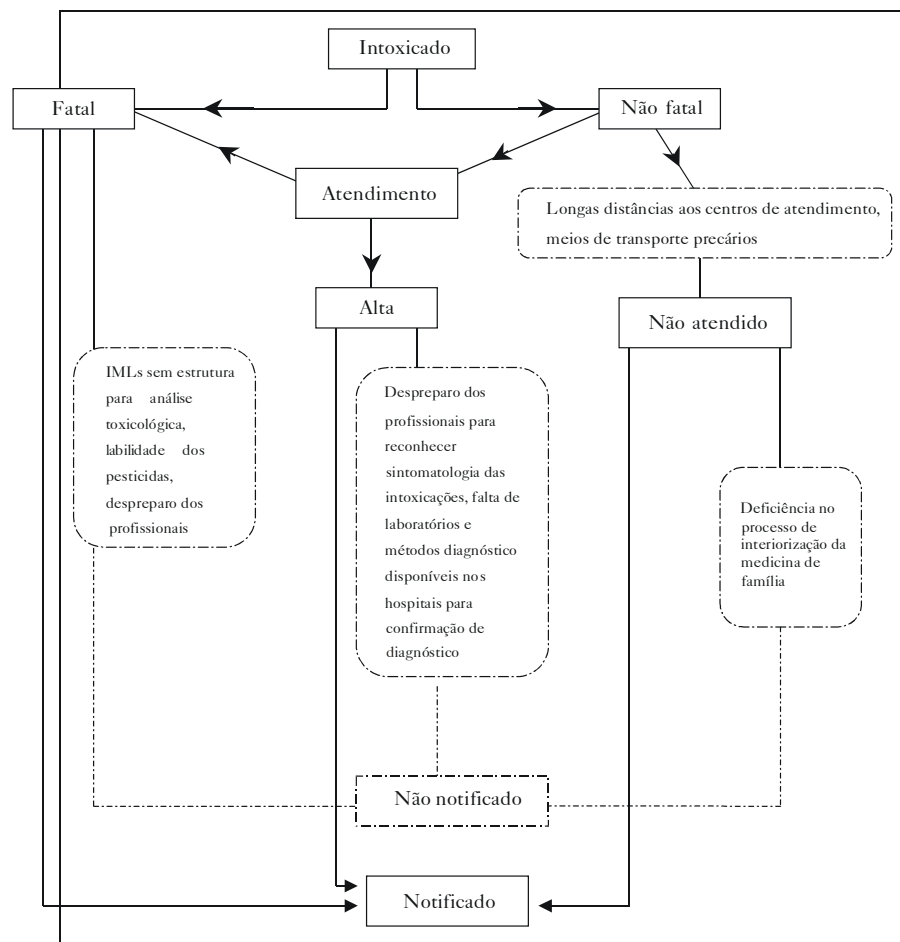
O fluxograma a seguir (Figura 1) mostra os pontos de estrangulamento que transformam o sistema de notificação em uma joeira[1] de trama larga, ao mesmo tempo em que sugerem medidas a serem tomadas. Em curto prazo, a aceleração dos programas de interiorização da medicina familiar poderia, além de assistir aos trabalhadores que sofrem dos sintomas das intoxicações crônicas, promover o registro desses episódios. Caracterizando o fenômeno endêmico, certamente os agentes públicos seriam forçados a rever suas práticas de assistência técnica rural e suas políticas de saúde.

Em médio prazo, as ações poderiam se concentrar na qualificação profissional em todos setores envolvidos com a assistência dos possíveis intoxicados, inclusive os legistas, basicamente concentrando esforços no reconhecimento da intoxicação e na conscientização da importância da notificação. Paralelamente, deveria ocorrer a transferência de tecno-

[1] Peneira que separa o joio do trigo.

logia, nem sempre onerosa como se imagina, aos laboratórios dos postos e hospitais que atendem esta demanda. Dessa forma, seria dado o suporte ao corpo médico para o fechamento do diagnóstico, imprescindível para a notificação, e, assim, teríamos condições de rever e aperfeiçoar o sistema de informação toxicológica.

Em longo prazo, uma reestruturação do sistema de saúde seria necessária, não somente para a viabilização do processo de notificação, mas para a própria melhoria na assistência a comunidades rurais. Sem estas medidas o círculo vicioso das intoxicações jamais será rompido.

Figura 1 – Fluxograma do processo de notificação e pontos de ruptura no processo

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

FALCONIERE, C. L.et al. *Levantamento de Casos de Intoxicação por Carbamato no CETIP do Hospital Adão Pereira Nunes (HEAPN).* Rio de Janeiro: Hospital Adão Pereira Nunes, 2002. (Mimeo.)

FARIA, N. M. X. et al. Processo de produção rural e saúde na serra gaúcha: um estudo descritivo. *Cadernos de Saúde Pública*,16(1): 115-128, 2000.

FORGET, G., GOODMAN, T. & DE VILLIERS, A. *Impact of Pesticide Use on Health in Developing Countries :proceedings of a symposium held in Ottawa, Canada.* Ottawa: IDRC, 1990.

HURA, C. et al. Human exposure at chemical pollutants risk for the public health. *Toxicology Letters*, 95(1): 141, 1998.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). *População residente no país no ano de 2001 segundo a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (Pnad)*, 2002. Disponível em: http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/protabl.asp?z=t&o=2.

JEYARATNAM, J.; LUN, K. C. & PHOON, W. O. Survey of acute pesticide poisoning among agricultural workers in four Asian countries. *Bulletin of the World Health Organization*, 65(4): 521-527, 1987.

KAMMERBAUER, J. et al. Identification of development indicators in tropical mountainous regions and some implications for natural resource policy designs: an integrated community case study. *Ecological Economics*, 36 (1): 45-60, 2001.

KHUSH, G. S. Green revolution: the way forward. *Nature Reviews Genetics*, 2 (10): 815-822, 2001.

KOH, D. & JEYARATNAM, J. Pesticides hazards in developing countries. *The Science of the Total* Environment, 188(1): S78-S85, 1996.

OLIVEIRA-SILVA, J. J. Evaluation of the influence of social-economic factors on pesticide poisoning in a community of rural works at Rio de Janeiro State. *Revista de Saúde Pública*, 35(2): 130-135, 2001.

OLIVEIRA-SILVA, J. J. et al. Cholinesteraseactivities determination in frozen blood samples: an improviment to the occupational monitoring in developing countries. *Human & Experimental Toxicology*, 19: 173-177, 2000.

PIMENTEL, D. Green revolution agriculture and chemical hazards. *The Science of the Total Environment*, 188(1): S86-S98, 1996.

SAD, C. E. & CARDOSO, C. R. L. *Aspectos médico-legais dos envenenamentos pelo inseticida carbamato audicarb no Rio de Janeiro.* In: CONGRESSO DE PERÍCIA FORENSE/XVII CONGRESSO BRASILEIRO DE MEDICINA LEGAL, Porto Alegre, *Anais*... Porto Alegre, 2002.

SINDAG (Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola). *Vendas de pesticidas por estados brasileiros*, 2002. Disponível em: http://www.sindag.com.br/EST97989900.zip.

SINITOX (Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas). *Estatística anual de casos de intoxicação e envenenamento: Brasil: 2000*. Rio de Janeiro: Centro de Informações Científica e Tecnológica (Cict/Fiocruz), 2003. Disponível em: http://www.fiocruz.br/sinitox.

WALISZEWSKI, S. M. et al. Time trend of organochlorine pesticide residues in human adipose tissue in Veracruz: Mexico 1988-1997 survey. *The Science of the Total Environment*, 221(2-3): 201-204, 1998.

WHO/UNEP (World Health Organization). *Public health impact of pesticides used in agriculture*. Genebra: Who, 1990.

ZAROFF, L. S. Biomarkers of rxposure to organophosphorus insecticides among farmers families in rural El Salvador: factors associated with exposure. *Environmental Research Section*, A80: 138-147, 1999.

ZAROFF, L. S. & NEAS, L. M. Acute health effects associated with nonoccupational pesticide exposure in rural El Salvador. *Environmental Resarch Section*, A80: 158-164, 1999.

15

É VENENO OU É REMÉDIO?
Os desafios da comunicação rural sobre agrotóxicos[1]

Frederico Peres
Brani Rozemberg

INTRODUÇÃO

A existência de padrões diferenciados de comunicação dentro de uma mesma sociedade ou grupo organizado é um fator já conhecido. Esta diferença pode ser claramente percebida quando são comparados padrões de comunicação 'rural' e 'urbano'.

De acordo com Bordenave (1988: 8), esta diferenciação se relaciona com o fato de:

> A população rural concentrar suas atividades e seu comportamento ao redor de uma atividade toda especial, complexa e marcante que é a agricultura. As comunidades resultantes da ocupação agrícola e do habitat rural pensam, sentem e agem de maneira diferente da dos habitantes das cidades, comunicando-se também através de códigos e meios próprios.

A origem desta diferença repousa não somente no isolamento do homem do campo, resultante das distâncias normalmente existentes entre os sítios/lavouras e vilarejos e/ou núcleos, agravado pela dificuldade/precariedade dos meios de transporte disponíveis, mas também por características próprias do processo de produção rural, como a jornada exaustiva e o traba-

[1] Trabalho baseado na dissertação de mestrado apresentada à Escola Nacional de Saúde Pública - Ensp/Fiocruz – (Peres, 1999).

lho que demanda esforços físicos fatigantes, restringindo o tempo livre disponível para as atividades sociais e comunitárias. O analfabetismo socialmente determinado e o precário acesso às informações e à educação formal, nas comunidades em questão, também contribuem para uma diferenciação dos padrões de comunicação.

De acordo com Ugalde (1985), exemplos históricos atestam a utilização dos conhecimentos gerados pelas ciências humanas na construção de uma imagem deturpada dos habitantes rurais, que têm servido para a legitimação de práticas exploratórias na América Latina, fato este evidenciado também em outras regiões do planeta, sobretudo nos países em desenvolvimento.

Ao invés de contribuírem para minimizar as dificuldades de compreensão no contexto da comunicação rural, estes estudos vêm, muitas vezes, aprofundar o distanciamento entre os 'personagens' rural e urbano, pois o trabalhador rural é freqüentemente estereotipado como 'preguiçoso', 'individualista', 'desconfiado', 'apático', 'inapto a cooperar' e 'indisposto a aceitar riscos'. Impregnado por este universo simbólico, ainda predominante nos meios universitários, o profissional/técnico leva ao campo todas estas distorções de imagem, reforçadas por vícios etnocêntricos advindos de sua formação técnica. Estas distorções atendem a uma série de conveniências no campo, como a imposição de uma visão de mundo 'profissional', tecnicista, que desconsidera os saberes advindos da cultura popular, numa prática exploratória que estabelece a manutenção de uma postura social sectária, com relação ao homem do campo, que é tido, assim, como 'culturalmente impedido' de participar de um processo decisório-social, no qual é o principal ator, necessitando, então, de ser 'cuidado', 'tratado' e 'assistido' por aqueles que, 'de direito', possuem o conhecimento necessário para tal. Tal postura é particularmente evidenciada em regiões agrícolas que concentram seu processo de trabalho na agricultura familiar baseada em pequenas propriedades rurais, como a zona rural do município de Nova Friburgo, região onde se desenvolveu o presente estudo.

Araújo & Jordão (1995: 173) tomam como referencial de comunicação rural: "As políticas e práticas institucionais discursivas (de comunicação) direcionadas aos segmentos sociais que constituem o público – potencial ou efetivo – das organizações que buscam intervir na realidade do meio rural". Bordenave (1988: 4) define a comunicação rural como sendo o "con-

junto de fluxos de informação, de diálogo e de influência recíproca existentes entre os componentes do setor rural e entre eles e os demais setores da nação afetados pelo funcionamento da agricultura, ou interessados no melhoramento da vida rural". Tal definição, embora funcionalista, suscita as relações entre a sociedade rural (ou as sociedades camponesas) e aqueles interessados no que o autor chama de 'melhoramento da vida rural': órgãos governamentais, grupos religiosos, entidades privadas (organizações não-governamentais – ONGs), entre outros. Estas relações, evidentemente, não abarcam todo o universo do que é hoje a comunicação no campo (a TV e tudo o mais), se é que se pode falar nela ainda de forma particular.

Para alguns autores, é impossível pensar em um modo de vida exclusivamente 'rural' nos dias de hoje, dadas as especificidades e características do processo de produção capitalista, no qual o agricultor está incluso, bem como o processo de 'espaciação' das zonas agrícolas e urbanas (Santos, 1994). Neste trabalho, porém, serão privilegiadas as relações sociais como forma de construção de um recorte que privilegie alguns padrões de comunicação comuns a esta relação entre os saberes técnicos e 'populares'.

Assim, o presente artigo focaliza a maneira como os produtos agrotóxicos foram e continuam a ser apresentados aos pequenos produtores rurais, bem como o discurso que legitima sua massiva utilização.

A região da microbacia do Córrego do São Lourenço é uma das principais regiões produtoras de olerícolas (legumes) do estado e do país. A intensa produtividade e o fato de na região preponderar os pequenos produtores rurais (sítios de 1 a 12 ha., representando 74% do total de propriedades na região) caracterizam um perfil de produção baseado na policultura, com mão-de-obra 100% familiar – características típicas de comunidades camponesas, fruto da origem européia dos núcleos familiares da região (Peres, 1999).

Devido a essa intensa produtividade, à rotação de policulturas e ao fato de o clima e a distribuição sazonal das culturas permitirem um cultivo anual, ininterrupto, pôde-se constatar que os trabalhadores da região estavam expostos continuamente aos efeitos nocivos dos agrotóxicos. O regime anual de uso de agrotóxicos apresenta uma variabilidade que acompanha diretamente a sazonalidade da produção: observa-se maior aporte dessas substâncias nas lavouras de verão, em especial a do

tomate, com um consumo total de aproximadamente 5,7 t/safra (ou gasto de R$ 208.650,00 – Peres, 1999). As lavouras de inverno, com destaque para a cultura da couve-flor, consomem aproximadamente 2,5 t/safra (ou gasto de R$ 90.000,00 – Peres, 1999).

Um número representativo de casos (suspeitos e confirmados) de intoxicação por agrotóxicos vinha sendo observado na região desde o início da década de 90, inclusive com o registro de alguns óbitos. Tal fato motivou a associação de produtores local a procurar o auxílio do Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana da Fundação Oswaldo Cruz (Cesteh/Fiocruz). Os contatos que daí se seguiram resultaram na construção de um programa de pesquisa integrado (Cesteh, 1997), com participação de várias instituições federais, estaduais e municipais.

Este programa buscou compreender o processo de trabalho e o regime de uso de agrotóxicos, bem como suas implicações sobre a saúde humana e ambiental naquela região. Em sua etapa diagnóstica, um dos fatores identificados como de alta relevância para o entendimento dos problemas observados naquela localidade, foi a comunicação rural. Para avaliar a significância desta contribuição, foi realizada uma extensiva análise da comunicação rural sobre os agrotóxicos (Peres, 1999).

Neste artigo, relatam-se, de maneira sucinta, alguns resultados obtidos nessa análise, discutindo-se os principais desafios dessa comunicação como determinantes das condições de saúde e segurança dos trabalhadores rurais daquela região, sobretudo no que diz respeito ao histórico de utilização de agrotóxicos no local, às práticas exploratórias da comunicação e ao teor técnico da comunicação sobre tais substâncias.

HISTÓRICO DE UTILIZAÇÃO DE AGROTÓXICOS

O histórico da utilização de agrotóxicos na região da microbacia do Córrego do São Lourenço tem origem, basicamente, na década de 60, quando, no país, via-se um progressivo processo de automação das lavouras, com o implemento de maquinário e utilização de produtos agroquímicos no processo de produção. Estimuladas por benefícios de políticas de importação, as grandes indústrias químicas multinacionais começam a visualizar o Brasil como um novo e crescente mercado para os seus produtos (La Dou, 1994). No final dos anos 60, observou-se a comercialização dos primeiros

produtos agrotóxicos em larga escala, com disponibilidade de estoque e consumo. Na segunda metade da década seguinte, há um massivo aporte de tais produtos, devido à implantação de algumas destas indústrias no parque industrial Sul-Sudeste brasileiro.

De acordo com relatos de produtores da região, ao longo do referido período, o que se observou na região foi a forte pressão do mercado para a compra desses produtos – materializada no trabalho de agrônomos ligados às casas comerciais – acompanhada de uma tendência, por parte dos técnicos, de negligenciar o fornecimento de informações que levassem em conta os interesses e os conhecimentos prévios da população. Constatava-se também a carência de serviços de extensão rural do poder público.

O início do uso dos produtos agrotóxicos na região se deu sob o discurso de que estes seriam uma espécie de 'tábua de salvação' para o controle da 'infestação de insetos e pragas', que potencialmente poderiam destruir todas as lavouras. Ao longo dos anos que se seguiram, pôde-se observar, na região, uma mudança de conduta destes vendedores/técnicos com relação à orientação dada na ocasião da venda de seus produtos. Agora não mais se vivia o 'terror das pragas iminentes', mas sim o fato (construído por estes técnicos) de que a não utilização de agrotóxicos resultaria na perda completa da lavoura, 'verdade' esta que acabou por determinar uma percepção coletiva – na região – de que 'se não usar veneno (agrotóxico), não colhe', fato este referido pela totalidade dos agricultores entrevistados.

Associado a esta mudança de conduta, está o fato de que as informações sobre saúde e segurança, relacionadas com as práticas de uso de agrotóxicos, desaparecem das orientações prestadas pelos técnicos, conforme relato de alguns trabalhadores entrevistados:

> *Na ocasião que eles vendia, eles já falava pra tê cuidado com isso, que isso é perigoso, na hora de apricá, e a pessoa, é... orientava o povo, né? Na hora que foi começando, né, a sair os produto, né, depois pro fim, que pegou a aumentagem, né, pro fim [era] só vender mesmo, eles [já] não orienta mais nada.* (agricultor, 49 anos)

Neill (1989), em estudo sobre o histórico social das informações relativas à prescrição de psicotrópicos nos Estados Unidos, apresenta constatação semelhante à supracitada, e pode permitir um paralelo com a questão anteriormente descrita. Inicialmente, as bulas e propagandas desses medicamentos, de ação sobre o sistema nervoso central, recomendavam o seu

uso como coadjuvantes no tratamento de pacientes com distúrbios psiquiátricos. Com o passar dos anos, e com o aumento do mercado consumidor desses produtos, a propaganda sobre esses medicamentos passa a referi-los como sendo o tratamento por si só caracterizado como 'tratamento químico' para os distúrbios psiquiátricos elevado ao *status* de 'ciência'. Assim, desaparecem as alternativas a este tipo de tratamento, bem como a indicação de tratamentos auxiliares, nas bulas e propagandas destes medicamentos, fato que também é observado no comércio de agrotóxicos, onde é colocado que não existem alternativas ao uso destes produtos na lavoura, afirmação determinista controlada pela indústria química através dos seus diversos meios de comunicação.

AS PRÁTICAS DE LEGITIMAÇÃO DA VENDA/USO DE AGROTÓXICOS

O discurso e as práticas vigentes no campo, de um modo generalizado, vêm justificando o uso de agrotóxicos pela necessidade de uma 'agricultura produtiva', única solução para resolver o problema da fome mundial, uma vez que a população vem crescendo rápida e exponencialmente e que as terras disponíveis para a agricultura estão diminuindo drasticamente. Este é o discurso comum de agrônomos e outros profissionais ligados às casas comerciais, e mesmo de alguns ligados ao poder público, e tem uma origem muito clara: o interesse das grandes indústrias químicas, fabricantes de agrotóxicos, que encontram em associações e entidades ligadas ao comércio um respaldo legítimo para a disseminação de tal idéia:

> *Digo isso sem medo de errar, porque é muito simples, é matemático: você tem uma população hoje de mais de 5 bilhões de pessoas, e você tem uma pequena parte dessa população para produzir alimento para a grande parte da população que está nas cidades. Então é... é numericamente impossível você conseguir isso [sem agrotóxicos] (engenheiro agrônomo ligado a uma casa comercial)*

A Associação Nacional de Defesa Vegetal (Andef), órgão que reúne os fabricantes de agrotóxicos no Brasil, apresenta em sua página da Internet um texto explicativo sobre o porquê necessitamos de agrotóxicos, em que aborda a questão da seguinte forma:

> A demanda de crescimento da população mundial por alimentos e fibras requer uma agricultura que produza grande quantidade por área

> cultivada. Alimentar as populações futuras da mesma forma como é realizado hoje em dia não é viável: isto requereria um drástico aumento da área cultivada e a redução de florestas naturais. Em muitas partes do mundo não há mais terras aráveis disponíveis. Em outras, uma expansão da área plantada seria ambientalmente e socialmente inaceitável. O aumento da produção a partir da atual área plantada requer o uso de boas práticas agrícolas para combater as perdas causadas nas colheitas.
> O desafio está em conseguir isto sem afetar o meio ambiente e os recursos naturais para as gerações futuras de consumidores e agricultores. O uso de produtos fitossanitários e da biotecnologia é um importante princípio sobre os quais a proteção de plantas sustentável pode ser baseada. (Andef, 1999)

A coincidência desses argumentos fica mais evidente quando se tem acesso à página da Internet de uma das maiores indústrias químicas do mundo, e uma das principais produtoras de agrotóxicos, com filiais no Brasil, a alemã Bayer S.A.

> A quantidade de terras aráveis é limitada mundialmente, e a população cresce incessantemente. Como resultado, uma agricultura intensiva, ambientalmente adequada, é necessária para garantir o direito básico de todas as pessoas terem alimento suficiente. (Bayer, 1999a)
> Nossa responsabilidade para com as gerações futuras significa que nós devemos praticar uma agricultura sustentável, garantir que as lavouras serão protegidas e explorar as terras disponíveis à agricultura de modo intensivo. Este é o único meio de garantir que as necessidades de alimento da população, a qual ainda está em crescimento, continuem existentes no próximo milênio – de acordo com as estimativas atuais, a qual está abaixo de 6 bilhões de pessoas, haverá um crescimento de 80 milhões de pessoas ao ano, até o ano de 2020, levando a população mundial para mais de 8 bilhões. Uma agricultura de forma sustentável, propriamente praticada, a qual atinja produtividade máxima, porém com mínimos efeitos adversos para o nosso ambiente, é essencial para prover alimento suficiente para atender às demandas mundiais. (Bayer, 1999b)

Esta ‘coincidência’ torna clara a origem da similaridade de argumentos tanto dos profissionais de campo quanto da associação que congrega os fabricantes de agrotóxicos no Brasil e, naturalmente, de uma grande parte dos profissionais que saem das universidades para o enfrentamento da rea-

lidade de trabalho. Os defensores deste discurso desconsideram as técnicas alternativas ao uso de agrotóxicos por acreditarem no modelo agrícola da monocultura exportadora, sustentado pelo uso extensivo de agrotóxicos e outros insumos químicos.

O TEOR TÉCNICO DA COMUNICAÇÃO SOBRE OS AGROTÓXICOS

Para melhor visualizar o processo de comunicação rural sobre agrotóxicos na região estudada, optou-se pela realização de um estudo de recepção das informações oferecidas aos trabalhadores rurais sobre estes produtos. Foram selecionados rótulos e bulas de embalagens de alguns produtos agrotóxicos mais utilizados na região, além de material informativo sobre eles.

É bastante comum os rótulos de embalagens de produtos agrotóxicos apresentarem em sua borda inferior uma série de pictogramas, teoricamente direcionados à facilitação das 'instruções' de uso de tais produtos, em especial para aqueles trabalhadores que não possuem leitura (analfabetos ou semi-alfabetizados). Entretanto, a análise dos dados do estudo de recepção das informações sobre agrotóxicos aponta para uma não compreensão de tais informações, ou ainda para uma compreensão que, distorcida, resvala na direção oposta ao do objetivo do idealizador de tal produto – 'ensinar' o melhor uso de tais produtos.

Pictograma 1

Significado de acordo com o fabricante: "Mantenha trancado e fora do alcance de crianças".

Significado de acordo com os produtores rurais: "Usando [o produto] sem proteção" (agricultor, 38 anos); "Manter o remédio [agrotóxico] fechado" (agricultor, 40 anos); "Pesando o produto" (agricultor, 59 anos); "Não usar o produto por cima da cabeça" (agricultor, 44 anos).

Pictograma 2

Significado de acordo com o fabricante: “Lave-se após o uso”.

Significado de acordo com os produtores rurais: “Misturando o remédio [agrotóxico]” (agricultor, 59 anos).

Assim como os medicamentos, os agrotóxicos devem conter bulas, nas quais constam informações sobre a proteção necessária para o manuseio seguro desses produtos e sobre os possíveis efeitos nocivos à saúde. Estas bulas são também ilustradas para que os trabalhadores que não dispõem de habilidade de leitura/escrita façam uso daquelas informações ali presentes. Ao serem questionados sobre o entendimento de tais figuras, os trabalhadores rurais as interpretaram de forma bastante variada e pouco coincidente com o objetivo desejado. Alguns exemplos são dados a seguir:

1ª Figura da bula

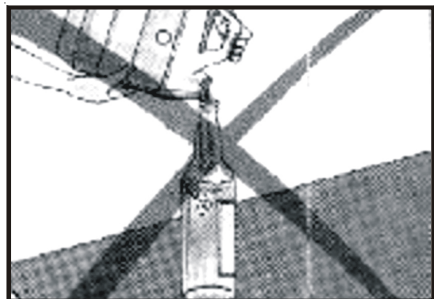
Texto que consta da bula do produto: “Não desentupa os bicos do pulverizador com a boca e use luvas. Use uma pena ou uma agulha de plástico ou madeira”.

Significado de acordo com os produtores rurais: “Tá com uma muda de planta” (agricultor, 38 anos); “Mexendo um copo com uma pena” (agricultor, 37 anos); “Tá vendo fungo na planta [tá com ela na mão] (agricultor, 44 anos); “Tá furando a tampa com uma pena, isso tá errado” (agricultor, 35 anos); “Aplicar o produto no mato” (agricultor, 37 anos); “É a planta” (agricultor, 35 anos).

2ª Figura da bula

Texto que consta da bula do produto: "Não coma, não beba e não fume durante as aplicações".

Significado de acordo com os produtores rurais: "Um tá fumando, o outro bebendo com a mão suja de veneno" (agricultor, 38 anos); "Tomando café e fumando pra completar a intoxicação" (agricultor, 37 anos); "Um comendo, outro fumando, outro bebendo, isso não pode" (agricultor, 42 anos); "Fumar de luva" (agricultor, 40 anos).

3ª Figura da bula

Texto que consta da bula do produto: "Nunca transfira o produto de sua embalagem original para outra. Uma pessoa inadvertida pode confundir com uma bebida".

Significado de acordo com os produtores rurais: "Despejando na garrafa, peraí, isso não pode, né?" (agricultor, 38 anos); "Trocando o líquido de uma garrafa para outra (agricultor, 59 anos); "Tá medindo a quantia num litro" (agricultor, 44 anos).

Nos três casos apresentados, além da informação visual não ter sido corretamente entendida pelos trabalhadores, nenhum foi capaz de identificar o "X" estilizado, indicando a negativa das ações ali representadas, fato este que levou os trabalhadores a dar uma conotação oposta àquela que se pretendia.

3ª Figura da bula

Texto que consta da bula do produto: "Consulte o técnico e siga sempre as instruções do rótulo. Respeite os intervalos de carência".

Significado de acordo com os produtores rurais: "Tão com o litro (embalagem) na mão e nada protegendo" (agricultor, 38 anos); "Duas pessoas sem proteção com o vidro na mão" (agricultor, 42 anos); "Pegar o litro com luva" (agricultor, 40 anos); "Um tá indicando o produto ao outro" (agricultor, 35 anos).

4ª Figura da bula

Texto que consta da bula do produto: "Lave e inspecione sempre os equipamentos no fim de cada dia de trabalho".

Significado de acordo com os produtores rurais: "Preparando o remédio na máquina" (agricultor, 44 anos); "Enchendo o pulverizador" (agricultor, 37 anos); "Reabastecendo ou lavando o costal" (agricultor, 35 anos); "Botando o remédio e entornando nas costas" (agricultor, 42 anos); "Tá com a marmita nas mãos" (agricultor, 59 anos).

De todos os trabalhadores entrevistados, apenas quatro identificaram na gravura um homem lavando o equipamento, sendo que dois destes apontaram aquela como sendo a maneira correta, observando ainda que o homem usava equipamento completo durante esta atividade.

Para estimularem as vendas dos agrotóxicos, as indústrias fabricantes costumam realizar eventos de apresentação de novos produtos, onde é comum ser distribuído material de propaganda sobre o novo produto e outros da empresa. Um desses materiais de propaganda é o *folder* (panfleto) de apresentação, material de apelo altamente visual, no qual são apresentadas as características de determinado produto, além das vantagens do seu uso.

Após os eventos de lançamentos, tais *folders* são encontrados no comércio distribuidor, onde o vendedor utiliza as informações ali contidas para justificar a 'necessidade' da compra do produto em questão. O *folder* geralmente é constituído de apresentação gráfica elaborada, na qual pode ser encontrada uma série de ícones cientificistas, como gráficos, tabelas, nomenclatura científica etc. Aparentemente, a presença destes 'ícones' é justificada como uma forma de legitimar o uso daqueles agrotóxicos; a 'ciência', que nos apresenta provas irrefutáveis da eficácia de determinadas tecnologias, ali confere um caráter de 'respeito' àqueles produtos, que passam, então, a ter o aval desta 'ciência' *ad hoc*, tornando mais fácil o trabalho do comerciante em criar uma 'necessidade' de uso dos referidos produtos.

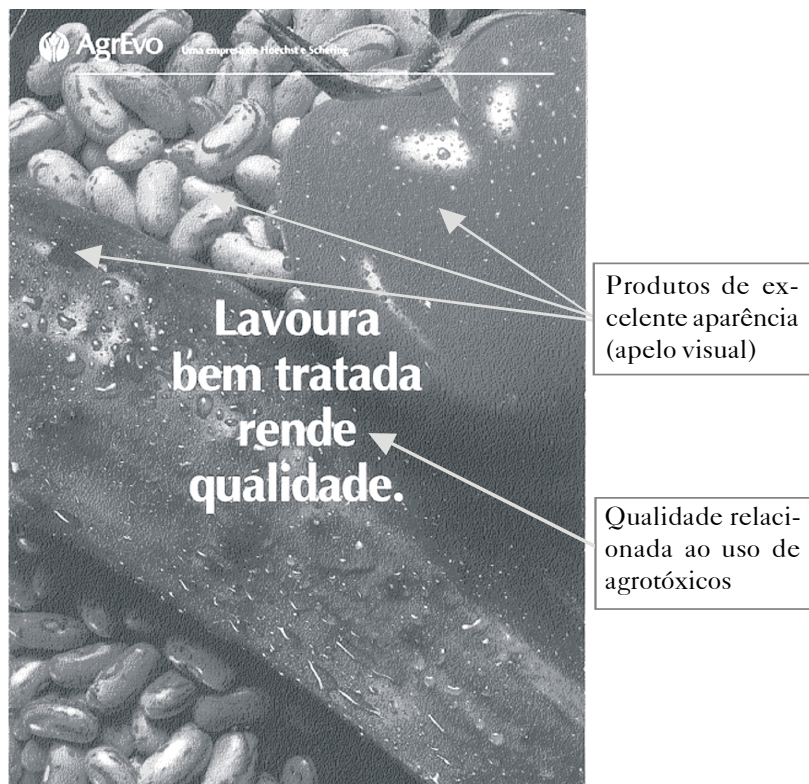
Tal fato pode ser observado, hoje em dia, em estratégias de venda/comerciais de uma vasta gama de produtos: o sabão em pó que lava mais branco passa por um teste realizado em laboratório, com uma série de 'cientistas-de-jaleco' conduzindo os testes e apresentando o resultado 'incontestável' da eficiência do produto; o desinfetante que remove os germes tem sua eficácia apresentada nas lentes de um microscópio, onde uma amostra de piso/azulejo sem o desinfetante é posta em comparação com a amostra contendo o produto, que sempre aparece estéril, um milagre; o aparelho de abdominal (para ginástica localizada) que apresenta resultados visíveis em semanas, resultados estes apresentados na forma de gráfico de barras, que faz a comparação com ginástica de academias, regimes e outros aparelhos, geralmente, os principais concorrentes de mercado.

A ciência ganhou, na mídia e na sociedade em geral, um *status* de conferir verdade e credibilidade a produtos diversos. Usada com interesses comerciais, como é o caso do *folder* de apresentação e dos comerciais anteriormente descritos, a ciência passa a se caracterizar como manipuladora da realidade, capaz de construir uma série de 'necessidades' que só têm um único fundamento: a razão mercadológica e a produção de capital para a indústria/anunciante.

Aqui serão apresentados alguns resultados de um estudo de recepção das informações de um *folder* de apresentação de um fungicida, o Derosal ®. Tal estudo deu-se nas seguintes bases: mostrava-se o *folder* para o trabalhador página a página, pedindo que ele identificasse o que estava vendo (dava-se um tempo para isso). Quando o trabalhador lia e observava, emitia sua opinião sobre aquilo que era visto.

1ª página do *folder*

Produtos de excelente aparência (apelo visual)

Qualidade relacionada ao uso de agrotóxicos

Significado de acordo com os produtores rurais: "Feijão, tomate, pepino, óia a qualidade dos produto" (agricultor, 38 anos); "Bonita, tem tomate, pepino, aqui faz a propaganda que a gente tem que usar pra ficar assim" (agricultor, 27 anos); "Feijão, tomate e pepino" (agricultor, 37 anos); "Propaganda de um produto, mostra os produto bonito" (agricultor, 39 anos); "Embalagem bonita, os lojista faz isso pra poder vender, lavoura bem tratada é sinal de que usou agrotóxico" (agricultor, 42 anos).

O *folder* tem uma apresentação visual rica, associando-se os produtos de excelente qualidade ao uso do agrotóxico em questão (lavoura tratada rende qualidade).

Como foi possível perceber, o produtor identifica logo o produto e a sua 'qualidade' (aparência). A experiência no campo faz com que os trabalhadores reconheçam as dificuldades da obtenção de um produto com tal qualidade, por isso estranham aquela apresentação e logo relacionam com o

uso de agrotóxicos. Talvez um dos maiores desafios da comunicação sobre agrotóxicos seja, justamente, conseguir criar, entre a população consumidora dos produtos da lavoura, um critério de escolha que não leve em consideração somente a aparência do produto, mas também a sua qualidade.

3ª página do *folder*

Há utilização de ícones cientificistas para legitimar a eficácia do produto: gráficos com resultados de experimentos descontextualizados, fotos de pragas e lavouras doentes, nomenclatura científica de plantas e pragas.

Significado de acordo com os produtores rurais: “Deve mostrar os efeito do fungicida. Eu sei que é uma coisa representada em gráfico, mas isso não dá pra mim entender” (agricultor, 39 anos); “Esses gráficos eu não tô entendendo não, mas eu acho que é o efeito que o remédio faz” (agricultor, 27 anos); “Mostra o fungo na prantação, pinta, é falta de veneno, o bicho estragou tudo” (agricultor, 44 anos); “Mostra a folha com doença, pepino com doença e a vagem do feijão” (agricultor, 35 anos).

De todos produtores entrevistados, nenhum conseguiu identificar o que eram as informações representadas nos gráficos (sendo que apenas dois identificaram tais figuras como gráficos). A maioria dos produtores apontava para as fotos das pragas/lavouras, desconsiderando todo o resto da página. Dois produtores reconheceram nos gráficos uma estratégia (didática/de informação) utilizada nas palestras promovidas por empresas fabricantes, ou comerciantes, de agrotóxicos: "Isso aqui eles bota assim a mesma expricarção que o agrônomo faz. Eles bota o produto em comparação, assim com os outro. Eles que tão fazendo a palestra bota que os produto deles é melhor" (agricultor, 35 anos).

Outro produtor fez uma associação entre as estratégias de venda usadas pelos agrônomos em palestras, os gráficos representados no *folder* e a eficácia dos produtos, que, em ambos os casos, estão sendo apresentados: "O que que é essas faixa (os gráficos) aqui? Isso é igual nas palestra, cada empresa quer mostrar que o seu produto é o melhor. Como nas outra palestra a gente vê esses mesmo produto sendo pior, a gente chega a conclusão que todos são ruim" (agricultor, 38 anos).

Podemos observar que, embora não identifiquem o conteúdo do que está sendo apresentado em forma de gráficos, os produtores relacionam este ícone cientificista aos vendedores de produtos agrotóxicos, o que revela a estratégia de indústrias e casas comerciais em legitimar o uso de tais substâncias por meio do uso de uma roupagem pseudo-científica, garantindo, assim, a credibilidade do produto e criando a 'necessidade', 'cientificamente' provada do seu uso.

Um outro ponto observado foi o teor altamente técnico de alguns dizeres importantes presentes nas bulas e rótulos de embalagens. Algumas dessas frases foram destacadas e submetidas ao entendimento dos trabalhadores. Como exemplo, a frase descrita a seguir, retirada do rótulo do herbicida Gramoxone®, o produto mais utilizado na região – e um dos mais utilizados em toda a área rural do país: "Esta formulação contém um agente emético, portanto não controle vômito em pacientes recém intoxicados por via oral, até que pela ação do esvaziamento gástrico do herbicida, o líquido estomacal venha a ser claro".

O Gramoxone® apresenta uma coloração amarronzada, parecida com a coloração dos refrigerantes do tipo 'cola'. Esta característica peculiar faz com que, uma vez removido do seu frasco original, este agrotóxico possa

ser confundido com o refrigerante e ingerido, sobretudo por crianças (ele é o produto com maior índice de envenenamento por via oral). Dessa maneira, é imprescindível que o rótulo desse produto apresente informações claras sobre os procedimentos a serem adotados, quando de uma eventual contaminação por via oral. A linguagem deve ser inteligível também por pessoas com nível educacional encontrado nas populações rurais. Neste ponto, é importante ressaltar que nem sempre o auxílio médico está disponível nestas localidades, ficando, muitas vezes, os primeiros socorros a serem prestados por pessoas da própria comunidade.

Aproximadamente 40% dos produtores entrevistados entendeu que não se deveria deixar a pessoa intoxicada vomitar para que o veneno saísse do organismo – no caso, a dupla negativa 'não controle' era identificada como 'não provoque', dando um sentido oposto ao pretendido –, 40% não fazia a menor idéia do que tal frase informava e 20% interpretou que era um veneno 'brabo', e que se a pessoa bebesse, ela ia morrer. Diante do real significado da frase, apresentado pelo entrevistador por solicitação de um trabalhador, este sugeriu: "Em vez disso aí, o sujeito não podia escrever 'se o caboclo beber o veneno, deixe ele vomitar até as tripa'!?" (agricultor, 35 anos).

Isto posto, surgem alguns questionamentos de imediato: a quem essas informações se destinam? Será que, realmente, essas informações são construídas de tal maneira para que não sejam entendidas, como observou um trabalhador, e assim a venda do produto seja efetuada? Pois, segundo esse trabalhador, se ele entendesse não compraria.

A grande questão é que o interesse comercial, que permeia todo este processo de comunicação, acaba por distorcer o objetivo primeiro de informar; ser claro e objetivo pode significar um boicote ao produto que se anuncia e, por isso, torna-se impossível ser claro e objetivo. É muito comum, em rótulos de embalagens, material informativo e didático destinados às áreas rurais, e no discurso de uma série de profissionais ligados ao comércio/indústria ou ao poder público, a prática de 'culpar' o agricultor pelo uso incorreto, e conseqüente exposição aos produtos agrotóxicos. Não se trata de culpa, propriamente dita, mas da delegação total de responsabilidades ao trabalhador, vítima deste processo; a indústria exime-se, assim, da responsabilidade sobre uma prática de venda agressiva, delegando a possibilidade do acidente ao 'ato

inseguro' do trabalhador, que foi praticamente obrigado a adotar o uso deste produto, não recebeu treinamento/informação adequada sobre o manejo e agora é culpado no caso de um eventual acidente.

As instruções de uso e procedimentos de segurança estão sempre em linguagem impositiva: 'faça', 'não faça', 'haja assim', 'não haja assado'. A estas ordens é adicionada e delegada uma série de responsabilidades, tais como: 'evite a contaminação ambiental, preserve a natureza'; 'é obrigatório o uso de equipamento de segurança, proteja-se' ; 'não contamine lagos, fontes, rios e demais coleções de água'.

Tal responsabilidade delegada aos trabalhadores costuma ser reforçada em palestras, cursos e eventos de comunicação, por parte de profissionais das mais diversas áreas: médicos, técnicos de pesquisa, agrônomos do poder público, agrônomos e outros técnicos ligados ao comércio/indústria etc.: "Então, é preciso que vocês passem a ler o rótulo do produto direitinho" (engenheiro agrônomo do Poder Público). Como é possível a leitura obrigatória – que eles "passem a ler direitinho" – com os altos índices de analfabetismo encontrados nas áreas rurais?

"É preciso que cada um de vocês, que trabalham com a agricultura, passe a observar, é... passe a observar o problema do tempo, da chuva, qual a influência" (engenheiro agrônomo do Poder Público). Será que o trabalhador já não observa a natureza na prática de suas atividades de trabalho?

> *A maioria dos trabalhadores não acreditam no risco. Tem o aplicador, o preparador da calda, que normalmente é o dono da terra. Ele aplica com o produto concentrado, é o primeiro aplicar. Então, ele acha que não tá se contaminando, mas muitas vezes ele se contaminou mais do que o que aplicou. Mas não adianta, eles não acreditam".* (engenheiro agrônomo ligado a uma casa comercial)

O lado mais perverso desta prática de culpabilização, tanto no material informativo quanto nas falas dos profissionais, é a formação de uma autoimagem por parte dos trabalhadores rurais: "O pobrema é que o produtor não faz a leitura dos rótulo" (agricultor, 37 anos); "A gente tá por fora de tudo. A gente que vive aqui não sabe de nada" (agricultora, 44 anos); "O maior pobrema aqui é o descuido do trabaiadô. O rótulo tem os ensinamento, mas o produtor descuida da saúde dele" (agricultor, 44 anos).

> *O agricultor ele é um pouco meio teimoso. Muitos não acredita, a gente chegava as vezes pra... certos agricultor e falava 'óia rapaz, vamos fazer uma coisa,*

trabaiá com precarção, porque o negócio, os ôme tão ai avisando que é perigoso e coisa', mas tinha muitos agricultor que não acreditava, que não aceitava, né?. (agricultor, 68 anos)

O problema dos agrotóxicos passa a ser, então, o próprio trabalhador. A indústria delega o problema ao trabalhador, que por sua vez, é levado a crer nesta mentira, e agrava a situação assumindo que 'ele mesmo' é o problema. Tal situação, extremamente confortável para a indústria/comércio, é brutalmente prejudicial para o trabalhador, pois mesmo com esta percepção – errônea – de que ele é o problema, ou mesmo de que a responsabilidade é sua, o quadro de intoxicações por agrotóxicos não diminui e, pior, cresce a cada ano, concomitantemente ao número de novos produtos que entra no mercado.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não se pode delimitar as barreiras de comunicação observadas na relação técnico-agricultor somente no nível da linguagem; a linguagem não é desarticulada do pensamento, das crenças, da moral e dos costumes dos interlocutores. O indivíduo comunica-se como um todo, ele é o seu principal meio de comunicação. Segundo Marcos (1996: 149): "A comunicabilidade dos discursos não deve ser procurada no diálogo entre consciências, mas em condições interpessoais de comunicação". Ou seja, as condições interpessoais definem a comunicação.

Assim, a comunicação entre um técnico e um agricultor é influenciada, podemos até dizer determinada, pelo pensamento, pelas crenças, pela moral e pelos costumes de um e de outro. Um técnico, por exemplo, ao comunicar os riscos envolvidos com a prática de uso dos produtos agrotóxicos, não poderá estar isento de suas crenças particulares, inclusive da importância dada ao fato de estar ali, comunicando-se com tal trabalhador. O trabalhador que recebe tal informação, durante este processo de comunicação, não a desvincula do técnico que, ali presente, a está comunicando. Suas atuações anteriores, bem como a eficiência/importância das informações por este outrora comunicadas, estarão determinando a aceitação, a legitimação e a apropriação das informações pelo trabalhador.

A comunicação e os benefícios óbvios que as informações divulgadas no ato comunicativo trazem àquele trabalhador são determinados pelas con-

dições interpessoais dos representantes destes dois grupos sociais, ali interlocutores de um processo de comunicação sobre agrotóxicos. Assim, é dependente da interação daqueles que se comunicam, o que, de acordo com Marcos (1996: 150), significa que: "A interação entre locutores implica em que cada enunciação convirja, pelo menos, em uma outra enunciação. O circuito de comunicação é duplo, no próprio e com o outro, de modo que a escuta e a resposta sejam igualmente duplas, e a aliança relacional funcione".

Como pôde ser observado ao longo do presente estudo, os problemas de comunicação relatados são bastante preocupantes uma vez que estão associados a substâncias químicas, algumas das quais altamente tóxicas tanto ao homem quanto ao ambiente. A maioria das informações disponíveis sobre estas substâncias é ininteligível para trabalhadores rurais, o que aumenta o risco associado ao seu uso. É, portanto, imprescindível que este problema seja alvo de um olhar cuidadoso e de políticas e estratégias que privilegiem uma comunicação de risco baseada nas crenças e percepções desta audiência, processo este que deve ser construído em termos comuns aos diversos grupos envolvidos.

A comunicação sobre agrotóxicos é, como foi possível observar ao longo do presente estudo, inteiramente dependente de uma série de interesses que vêm a constituir e criar uma 'necessidade' que legitima o uso destes produtos. Ou seja, a comunicação dá o viés pelo qual os grupos de interesse manipulam as informações e mantêm esta 'necessidade', o que vem a favorecer estritamente ao capitalismo industrial. Em decorrência, milhares de trabalhadores rurais continuam a morrer, ano a ano.

Não foi objetivo deste estudo auferir às práticas de uso de agrotóxicos uma condição de segurança que venha legitimar a sua manutenção como um processo de trabalho. O problema de alimentação está longe de ser resolvido pelo simples aumento da produtividade agrícola, mesmo porque o modelo de produção hoje adotado é capaz de suprir, com sobras, a demanda ora existente.

Outras técnicas de controle de pragas alternativas aos agrotóxicos são, hoje, uma realidade, tanto em termos da produtividade quanto em relação aos custos, além de apresentarem um potencial de contaminação humana ou ambiental muito menor ou mesmo desprezível. O controle dos problemas relacionados ao uso indiscriminado e descuidado dos agrotóxicos, já identificados e bem conhecidos, somente poderá ser feito com a adoção de

práticas alternativas ou, quando estritamente necessário, com o uso seguro e cuidadoso dessas substâncias. Para tal, governo e sociedade organizada, grupos de interesse e organizações não-governamentais devem estar unidos dentro de um objetivo maior que o lucro: a garantia da qualidade de vida do trabalhador rural, do ambiente e da população consumidora, dos produtos provenientes da lavoura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, I. S. & JORDÃO, E. Velhos dilemas, novos enfoques: uma contribuição para o debate sobre os estudos de recepção. In: PITTA, A. M. R. (Org.) *Saúde e Comunicação: visibilidades e silêncios.* São Paulo/Rio de Janeiro: Hucitec/Abrasco, 1995.

ANDEF (Associação Nacional de Defesa Vegetal). *Por que precisamos dos produtos fitossanitários?*, 1999. Disponível em: http://www.andef.com.br/agritex2.htm.

BAYER. *Agriculture.* Bayer S/A., 1999a. Disponível em: http://www.bayer.com/bayer/bayer/ueberblick/arbeigtsgebiete/landwirtschaft_e.htm.

BAYER. *Why crop protection will continue to be needed in future.* Bayer S/A, 1999b. Disponível em: http://www.bayer-agro.com/200/screen.htm.

BORDENAVE, J. D. *O Que é Comunicação Rural?* São Paulo: Brasiliense, 1988.

CESTEH (Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana). *O Destino dos Agrotóxicos na Microbacia do Córrego do São Lourenço, Nova Friburgo/RJ.* Rio de Janeiro: Fundação Oswaldo Cruz, 1997. (Programa de Apoio à Pesquisa Estratégica em Saúde – Papes).

LA DOU, J. The export of environmental responsibility. *Archives of Environmental Health*, 49(1): 6-8, 1994.

MARCOS, M. L. Comunicação *vs* Informação: comunicação e comunicabilidade. In: FAUSTO-NETO, A. & PINTO, M. J. (Orgs.) *O Indivíduo e as Mídias.* Rio de Janeiro: Diadorim Editora, 1996.

NEILL, J. R. A social history of psychotropic drug advertisements. *Social Sciences in Medicine*, 28(4): 333-338, 1989.

PERES, F. *É Veneno ou é Remédio? Os desafios da comunicação rural sobre agrotóxicos*, 1999. Dissertação de mestrado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz.

SANTOS, M. *A Urbanização Brasileira.* São Paulo: Hucitec, 1994.

UGALDE, A. Ideological dimensions of community participation in Latin America health programs. *Sociological Sciencies in Medicine*, 21(1): 41-53, 1985.

16

O DESAFIO INTERDISCIPLINAR DA AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO HUMANA A AGROTÓXICOS[1]

Frederico Peres
Josino Costa Moreira

INTRODUÇÃO

Desde a década de 50 do século XX, quando se iniciou a 'revolução verde', foram observadas profundas mudanças no processo tradicional de trabalho na agricultura, bem como em seus impactos sobre o ambiente e a saúde humana. Novas tecnologias, muitas delas baseadas no uso extensivo de agentes químicos, foram disponibilizadas para o controle de doenças, aumento da produtividade e proteção contra insetos e outras pragas. Entretanto, essas novas facilidades não foram acompanhadas pela implementação de programas de qualificação da força de trabalho, sobretudo nos países em desenvolvimento, expondo as comunidades rurais a um conjunto de riscos ainda desconhecidos, originado pelo uso extensivo de um grande número de substâncias químicas perigosas e agravado por uma série de determinantes de ordem social.

No Brasil, problemas sociais, como a urbanização acelerada e desorganizada, verificada desde 1970, trouxeram importante contribuição para a situação ora vigente no ambiente rural brasileiro, geralmente caracterizado pela falta de saneamento básico, suprimento de água potável, transporte etc. De 1970 a 1996, o percentual de brasileiros residentes em

---

[1] Trabalho baseado no artigo "Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo", publicado em *Ciência e Saúde Coletiva*, 7(2): 299-311, 2002, por Moreira e colaboradores.

áreas rurais diminui de 45 para 12%. Em alguns estados como Rio de Janeiro e São Paulo, tal situação é ainda mais grave: cerca de 90% da população vive em áreas urbanas (MMA, 1996).

O governo brasileiro tem dado muito pouca atenção a essas questões, optando por concentrar esforços na solução de problemas de ordem política e/ou econômica. Ao mesmo tempo, incentiva continuamente o aumento da produção agrícola, uma vez que a exportação de produtos agropecuários é responsável por 39% da balança comercial brasileira (MMA, 1996).

Esses fatores fizeram com que um grupo cada vez menor de agricultores, na sua maioria despreparados e não assistidos, fosse responsável por uma produtividade cada vez mais elevada, conseguida, na grande maioria das vezes, com a utilização crescente de agrotóxicos e fertilizantes.

Atualmente, estima-se que cerca de 2,5 a 3 milhões de toneladas de agrotóxicos são utilizados a cada ano na agricultura, envolvendo um comércio de cerca de 20 bilhões de dólares (Agrofit, 1998). No Brasil, o consumo desses produtos encontra-se em franca expansão. O país é responsável pelo consumo de cerca de 50% da quantidade de agrotóxicos utilizados na América Latina, o que envolve um comércio estimado em cerca de US$ 2,56 bilhões em 1998.[2] Atualmente, o Brasil ocupa o quarto lugar no *ranking* dos países consumidores de agrotóxicos.

O consumo de agrotóxicos na região Sudeste está estimado em 12 kg de agrotóxico/trabalhador/ano, podendo atingir valores bem superiores a este em algumas áreas produtivas. A ampla utilização desses produtos, o desconhecimento dos riscos associados à sua utilização, o conseqüente desrespeito às normas básicas de segurança, a livre comercialização, a grande pressão comercial por parte das empresas distribuidoras e produtoras e os problemas sociais encontrados no meio rural constituem importantes causas que levam ao agravamento dos quadros de contaminação humana e ambiental observados no Brasil. A esses fatores podem ser acrescentados a deficiente assistência técnica ao homem do campo, a dificuldade de fiscalização do cumprimento das leis e a culpabilização dos trabalhadores como contribuintes para a consolidação do impacto sobre a saúde humana,

[2] Sindicato Nacional das Indústrias de Defensivos Agrícolas (Sindag). Comunicação pessoal de um diretor da entidade, 1999.

decorrente da utilização de agrotóxicos, como um dos maiores problemas de saúde pública no meio rural, principalmente nos países em desenvolvimento (Pimentel, 1996; Peres, 1999; Oliveira-Silva, Meyer & Moreira, 2000).

A magnitude do impacto resultante do uso de agrotóxicos sobre o homem do campo, no Brasil, pode ser depreendida a partir dos dados do Ministério da Saúde. De acordo com esses dados, em 1996 houve 8.904 casos de intoxicações por agrotóxicos, dos quais 1.892 (21,25%) foram observados no meio rural (Sinitox, 1998). Estes dados, entretanto, não refletem a real dimensão do problema, uma vez que os mesmos advêm de Centros de Controle de Intoxicações, situados em centros urbanos, inexistentes em várias regiões produtoras importantes ou de difícil acesso para muitas populações rurais.

Alguns trabalhos realizados para avaliar os níveis de contaminação ocupacional por agrotóxicos em áreas rurais brasileiras têm mostrado níveis de contaminação humana que variam de 3 a 23% (Almeida & Garcia, 1991; Faria et al., 2000; Gonzaga et al., 1992). Considerando-se que o número de trabalhadores envolvidos com a atividade agropecuária no Brasil, em 1996, era estimado em cerca de 18 milhões e aplicando-se o menor percentual de contaminação relatado nesses trabalhos (3%), o número de indivíduos contaminados por agrotóxicos no Brasil deve ser de aproximadamente 540.000 com cerca de 4.000 mortes por ano. Além disso, esses dados não consideram o impacto indireto resultante da utilização de tais produtos.

É importante realçar que, com exceção de alguns grandes exportadores, a agricultura próxima dos grandes centros é de pequeno porte e uma atividade eminentemente familiar, em que adultos e crianças se ajudam mutuamente no trabalho. Isto faz com que as crianças e os jovens também estejam sujeitos a elevado risco de contaminação. Esse problema é ainda mais preocupante, uma vez que pouco se sabe da ação de uma exposição continuada a compostos sobre o corpo humano ainda em desenvolvimento e que várias substâncias utilizadas como agrotóxicos são suspeitas de apresentarem atividade carcinogênica ou hormonal.

Mesmo assim, a maioria dos estudos realizados no Brasil aborda contaminações diferenciadas, ou seja, humana (ocupacional, acidental ou suicida) e ambiental, isoladamente, não considerando a natureza holística,

a multiplicidade de rotas e a grande variabilidade das causas do problema, cuja acuidade de compreensão exige uma avaliação integrada.

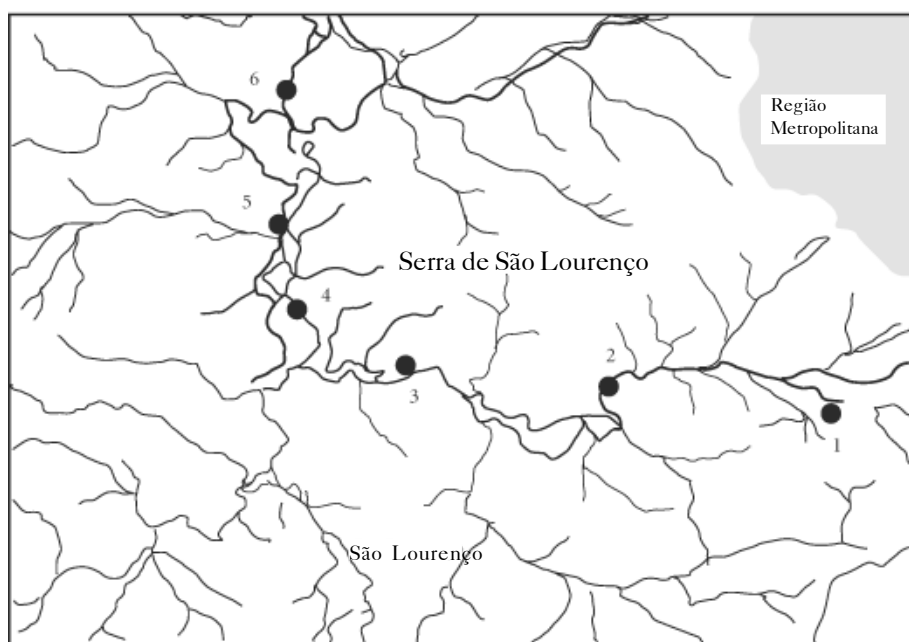
Discutem-se neste artigo os resultados obtidos em um programa de pesquisa/intervenção integrado sobre o destino dos agrotóxicos na região da microbacia do Córrego de São Lourenço, município de Nova Friburgo, RJ. Enfatiza-se também a necessidade de um enfoque integrado à luz de diversas disciplinas para a avaliação e controle dos vários fatores que contribuem para o impacto da contaminação por agrotóxicos no meio rural brasileiro.

CARACTERÍSTICAS GEOGRÁFICAS E SOCIOECONÔMICAS DO LOCAL DE ESTUDO

A localidade de São Lourenço está situada a 45 km a sudoeste da sede do município de Nova Friburgo, na divisa deste município com o de Teresópolis, e conta com uma população aproximada de 600 habitantes. Localiza-se em um vale a 1.000/1.200 m de altitude, cercado por montanhas que atingem 2.200 m e cortado pelo Córrego de São Lourenço e seus afluentes (Figura 1). Quatro outras pequenas localidades se situam nesta mesma região, caracterizada por ser a principal produtora de olerícolas do estado do Rio de Janeiro.

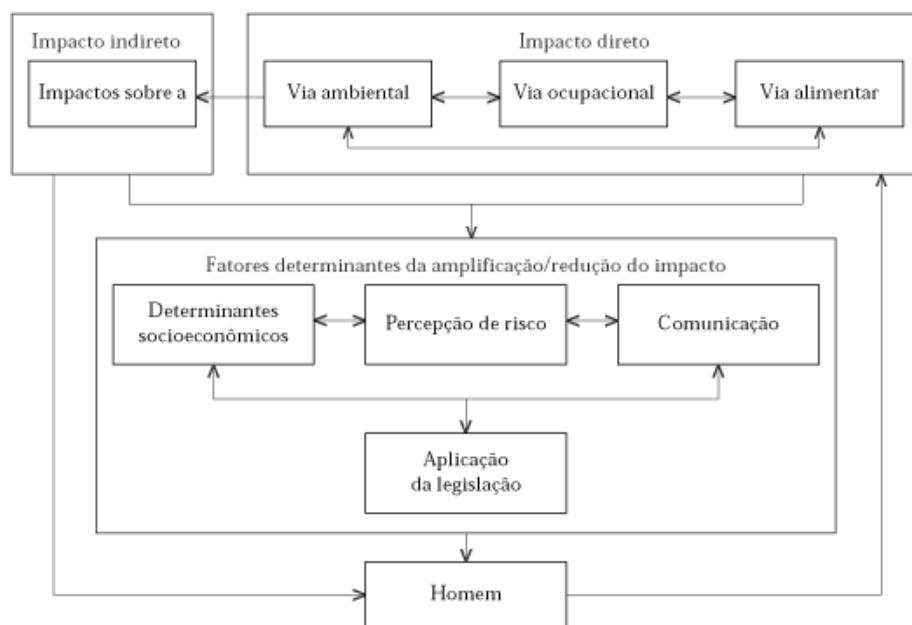
A estrutura fundiária está baseada em pequenas propriedades rurais, onde a mão-de-obra é exclusivamente familiar. A maioria dos trabalhadores rurais (produtores) possui o curso primário como grau de escolaridade, sendo que 32% não havia freqüentado escola (analfabetos e alfabetizados em casa por pai e/ou mãe). Sabendo-se que o ensino rural no Brasil apresenta sérias deficiências, pode-se depreender que aqueles abandonaram a escola, sem completar o curso primário, não dominam os requisitos mínimos para ler e compreender um texto, fato este comprovado pelas observações de campo. De fato, cerca de 58% da população local (analfabetos, alfabetizados em casa e aqueles com curso primário incompleto) têm nenhuma ou mínima habilidade de leitura/escrita, configurando um perfil de escolaridade baixo, como observado no homem do campo, em níveis regional e nacional (Peres, 1999).

Na região da microbacia do Córrego de São Lourenço, o consumo de agrotóxico foi estimado em 56,5 kg de agrotóxico/trabalhador/ano. Esse elevado consumo, associado a outras características comuns às áreas rurais brasileiras, amplifica o impacto dessas substâncias químicas sobre o homem e o ambiente.

Figura 1 – Localização geográfica da região da microbacia do Córrego de São Lourenço, Nova Friburgo, RJ

Fonte: Moreira et al., 2002.

O OBJETO COMPLEXO DO IMPACTO DOS AGROTÓXICOS SOBRE A SAÚDE

Além da seriedade com que vários casos de contaminação humana e ambiental têm sido identificados no meio rural, moradores de áreas próximas e, eventualmente, os do meio urbano também se encontram sob risco, devido à contaminação ambiental e dos alimentos. No que tange ao impacto sobre saúde humana causado por agrotóxicos, diversos fatores podem contribuir. A Figura 2 sintetiza alguns dos principais fatores através dos quais o impacto da contaminação por agrotóxicos é estabelecido, assim como identifica alguns dos determinantes (de ordem cultural, social e econômica) que podem vir a minimizar ou amplificar este impacto.

Figura 2 – Representação esquemática das principais vias responsáveis pelo impacto da contaminação humana por agrotóxicos

Fonte: Moreira et al., 2002.

Como pode ser observado, a saúde humana pode ser afetada pelos agrotóxicos diretamente, por meio do contato direto do organismo com estas substâncias, ou ainda indiretamente, por intermédio do desenvolvimento de algum fator impactante como resultado do uso desses agentes químicos. Três vias principais são responsáveis pelo impacto direto da contaminação humana por agrotóxicos:

- A 'via ocupacional', que se caracteriza pela contaminação dos trabalhadores que manipulam essas substâncias. Tal contaminação é observada no processo de formulação (mistura e/ou diluição dos agrotóxicos para uso), no processo de utilização (pulverização, auxílio na condução das mangueiras dos pulverizadores – a 'puxada' – descarte de resíduos e embalagens contaminadas etc.), assim como na colheita, onde os trabalhadores manipulam/entram em contato com o produto contaminado. Embora atinja uma parcela mais reduzida da população (os trabalhadores – rurais ou guardas de endemias, por exemplo – que manipulam estes produtos em seu processo de trabalho), esta via é responsável por mais de 80% dos casos de intoxicação por agrotóxicos, dada à intensidade e à freqüência em que o contato entre este grupo populacional e o produto é observado.
- A 'via ambiental', por sua vez, caracteriza-se pela dispersão/distribuição dos agrotóxicos ao longo dos diversos componentes do meio ambiente: a contaminação das águas, através da migração de resíduos de agrotóxicos para lençóis freáticos, leitos de rios, córregos, lagos e lagunas próximos; a contaminação atmosférica, resultante da dispersão de partículas durante o processo de pulverização ou de manipulação de produtos finamente granulados (durante o processo de formulação) e evaporação de produtos mal-estocados; e a contaminação dos solos. A contribuição da via ambiental é de fundamental importância para o entendimento da contaminação humana por agrotóxicos. Acredita-se que um maior número de pessoas estejam expostas por esta via, em relação à via ocupacional; entretanto, o impacto resultante da contaminação ambiental é, em geral, consideravelmente menor do que o impacto resultante da via ocupacional.

- A 'via alimentar' caracteriza-se pela contaminação relacionada à ingestão de produtos contaminados por agrotóxicos. O impacto sobre a saúde provocado por esta via é, comparativamente, menor, devido a diversas razões, tais como a concentração dos resíduos que permanece nos produtos; a possibilidade de eliminação dos agrotóxicos por processos de beneficiamento do produto (cozimento, fritura etc.); o respeito ao período de carência etc. Esta via atinge uma parcela ampla da população urbana – os consumidores.

A saúde das comunidades pode ser também afetada pelo uso de agrotóxicos através de mecanismos indiretos. Um exemplo é o impacto da contaminação sobre a biota local e de áreas próximas. Ou seja, a utilização desses agentes pode favorecer a colonização da área por espécies mais resistentes, substituindo espécies inofensivas por outras mais perigosas para o homem (vetores etc.). Outros exemplos do impacto indireto são os efeitos sobre comunidades de crustáceos e peixes, habitantes de ambientes limnológicos próximos, diminuindo a biodiversidade e gerando, assim, diversos efeitos sobre o equilíbrio ecológico local.

Diversos fatores – de ordem social, cultural e econômica – apresentam-se como determinantes da amplificação ou da redução da contaminação humana. Embora consideremos que o sujeito não possa ser entendido apenas como o indivíduo susceptível/sensível às injúrias decorrentes do uso de agrotóxicos, neste artigo serão abordados apenas três fatores considerados de grande importância para a visualização da situação de risco no meio rural: o processo de comunicação, a percepção de risco e os determinantes socioeconômicos.

METODOLOGIA

Este estudo envolveu o levantamento de fatores socioeconômicos, educacionais e comunicacionais, assim como a análise da contaminação ambiental e humana causada por agrotóxicos utilizados na microbacia do Córrego de São Lourenço, Nova Friburgo, RJ.

O levantamento dos dados relacionados aos fatores socioeconômicos foi realizado em dois momentos principais: durante entrevistas semi-estruturadas, baseadas em metodologia de pesquisa social (de caráter

qualitativo) e durante as entrevistas realizadas previamente à coleta de sangue para determinação dos níveis de contaminação dos trabalhadores.

Para a análise do processo de comunicação rural na região (Peres, 1999), inicialmente, foram realizadas entrevistas semi-estruturadas, contendo questões relativas ao regime de uso de agrotóxicos e ao histórico da implementação desta tecnologia naquela localidade. Posteriormente, foi realizada uma avaliação da recepção das informações disponíveis sobre estes produtos (rótulos e bulas de produtos, cartilhas, *folders* e outros materiais informativos). Nessa segunda etapa, trechos escritos ou figuras previamente selecionadas, dentre o material utilizado para informação sobre os agrotóxicos, eram apresentados aos trabalhadores, solicitando-se que eles os interpretassem e relatassem o seu entendimento.

A avaliação dos trabalhadores adultos ocupacionalmente expostos envolveu uma população de 101 trabalhadores e foi realizada através de três instrumentos:

1) investigação epidemiológica, feita com a aplicação de questionários especificamente elaborados para tal;
2) investigação clínica, por meio de dois tipos de instrumentos: o questionário médico paralelo à consulta médica, que focalizou os dados sociais e a história de patologias anteriores, e o exame físico;
3) monitoramento biológico, realizado com exames laboratoriais, tais como hemograma e perfil bioquímico, analisando-se indicadores hepáticos, renais, perfil protéico e de células sangüíneas para compor um quadro clínico-laboratorial que auxiliasse na análise de contaminação dos trabalhadores por agrotóxicos e que pudesse também indicar possíveis outros fatores de confusão na caracterização da doença ocupacional, tais como desnutrição e doença hepática.

Foram utilizados também indicadores biológicos de exposição específicos (butirilcolinesterase plasmática e acetilcolinesterase eritrocitária). Essas últimas análises foram realizadas pelo método de Ellman modificado (Cunha, 1996 e Oliveira-Silva, 2000).

No estudo da contaminação de crianças e adolescentes avaliaramse 76 indivíduos. Embora alguns não-estudantes tivessem sido avaliados, a maioria dos participantes era aluno de uma das cinco escolas da

região em foco (quatro de ensino do tipo tradicional brasileiro – estudo por quatro horas/dia – e uma baseada no regime de alternância, no qual os alunos têm atividades regulares em sala de aula, por um período de quinze dias, e passam os quinze dias restantes do mês trabalhando nas lavouras de suas famílias, aplicando os conhecimentos obtidos na escola). Neste segmento, realizaram-se as etapas de investigação epidemiológica e de monitoramento clínico dos indicadores colinesterásicos, por meio do *kit* EQM, da EQM Research. Como as crianças residentes na Vila de São Lourenço eram poucas para se constituírem um grupo significativo, este estudo envolveu também crianças de outras quatro vilas vizinhas, situadas na região.

A determinação da concentração dos agrotóxicos inibidores das colinesterases em amostras de água do rio São Lourenço foi realizada utilizando uma metodologia baseada na inibição da acetilcolinesterase isolada de cérebro de ratos (Cunha Bastos et al., 1991 & Lima et al., 1996). Essas amostras foram coletadas mensalmente em 1998 e 1999. Além deste, foram ainda determinados alguns outros parâmetros físico-químicos da água do rio São Lourenço (pH e dureza).

Avaliou-se também o efeito da utilização de agrotóxicos sobre a biota aquática (macroinvertebrados). A coleta biológica foi realizada com o emprego de amostradores do tipo Surber em hábitats de *riffle* e *pool* (Merrit & Cummins, 1996).

Amostras de vegetais foram coletadas nas cooperativas de distribuição e analisadas, com a mesma metodologia utilizada nas análises de água.

O DESAFIO INTERDISCIPLINAR

Como ponto inicial deste trabalho, foi realizada a avaliação das características socioeconômicas e culturais da população em estudo. Algumas características importantes observadas nos grupos humanos (adultos e crianças) estudados são apresentadas na Tabela 1.

Os dados mostram que o trabalho rural é realizado majoritariamente por homens, com um envolvimento significativo de crianças e de jovens. No segmento relativo às crianças trabalhadoras, a participação de jovens do sexo feminino é importante. *A priori*, verifica-se que o nível de escolaridade está melhorando, bem como alguns cuidados básicos

para proteção individual. Em contrapartida, fica patente a falta de treinamento e de orientação para lidar com estas substâncias.

Tabela 1 – Algumas características dos grupos estudados

Característica	Adultos	Crianças
Idade (média)	34,9 anos (p= 10,26)	13,6 anos (p= 2,37)
Sexo (%)	85,2 (homens) 14,8 (mulheres)	69,7 (homens) 30,3 (mulheres)
Nível educacional (%)	< 4 anos de estudo – 32,1 4-8 anos de estudo – 64,9 > 8 anos de estudo – 3	< 4 anos de estudo – 19,8 4-8 anos de estudo – 76,1 > 8 anos de estudo – 3,1
Uso de equipamento Individual de proteção (%)	37,7 (sim); 62,3 (não)	61,4 (sim); 38,6 (não)
Máscaras	8 (f); 3 (av); 89 (n)	13 (f); 5 (av); 82 (n)
Vestimentas	5 (v); 2 (av); 93 (n)	8 (f); 3 (av); 89 (n)
Atividades (% envolvido)		
Preparação	82,3	33,3
Aplicação	88,9	75,8
Cultivo	96,5	75,5
Transporte	62,3	22,4
Contato do agrotóxico com a pele (%)	98,6	78,0
Recebeu algum tipo de treinamento para manipular agrotóxicos (%)	47,8	52,0
Relatou algum sintoma observado após o processo de aplicação (%)	47,8	34,0

f= freqüentemente; av= às vezes e n= nunca

Fonte: Moreira et al., 2002.

A comunidade estudada utiliza no trabalho mais de cem diferentes formulações de agrotóxicos. Metamidophos (uso relatado por 93,8% dos trabalhadores entrevistados), esfenvalerate (68,8%), mancozeb (62,5%), paraquat (62,5%) e deltametrina (35%) são os agrotóxicos mais utilizados, geralmente sem nenhuma orientação técnica.

A análise do processo de comunicação e da recepção das informações sobre os agrotóxicos na região revelou uma série de desafios a serem superados em áreas rurais (Peres, 1999). Dentre estes, pode-se destacar o teor altamente técnico das informações prestadas, como pode ser observado nos dizeres constantes no rótulo de Gramoxone® (para-

quat, um dos produtos mais utilizados na região e no país): "Esta formulação contém um agente emético, portanto não controle vômito em pacientes recém-intoxicados por via oral, até que pela ação do esvaziamento gástrico do herbicida, o líquido estomacal venha a ser claro".

Nenhum dos trabalhadores entrevistados conseguiu entender o sentido dessa orientação, de extrema importância no caso de uma contaminação (acidental ou não) por via oral (este produto apresenta a coloração dos refrigerantes do tipo cola – amarronzada – fato que é responsável pela maioria dos casos de ingestão acidental por via oral, sobretudo entre crianças).

Diante da explicação sobre o significado da frase, um trabalhador sugeriu: "Em vez disso aí, o sujeito não podia escrever: 'se o caboclo beber o veneno, deixe ele vomitar até as tripa!'"(agricultor, 35 anos).

Outro ponto observado durante o estudo da comunicação rural foi a dificuldade de interpretação de figuras presentes em rótulos e bulas de formulações de agrotóxicos. Nenhum dos entrevistados conseguiu interpretar a totalidade das mensagens contidas nessas figuras, como alguns pictogramas (conforme discutido no artigo 15 desta coletânea) e representações gráficas de procedimentos de uso e descarte.

Dessa forma, o processo de comunicação rural ainda prevalente no Brasil acaba por contribuir para agravar a contaminação humana do trabalhador rural. Tal processo é coroado por práticas exploratórias de venda associado a um negligenciamento de informações por parte de técnicos do próprio governo e daqueles ligados ao comércio/indústria, que, em última análise, são os responsáveis pelas informações recebidas por 70% dos trabalhadores entrevistados (Peres, 1999).

A contaminação ambiental

A utilização maciça de agrotóxicos tem como conseqüência a contaminação de todos os segmentos ambientais. Para avaliar os níveis de contaminação, amostras de água do rio São Lourenço foram coletadas mensalmente em seis pontos ao longo da área em estudo, como mostrado na Figura 1.

A análise dessas amostras revelou níveis significativos de agrotóxicos anticolinesterásicos em amostras de água coletadas nos pontos 5

(76,80 ± 10,89 µg/L) e 6 (37,16 ± 6,39 µg/L), no mês de agosto/98, e no ponto 4 (31,37 ± 1,60 µg/L), em abril/99 (Alves, 2000). A constatação da contaminação do ponto 4, sem que fossem observadas contaminações nos pontos situados a jusante (pontos 5 e 6), sugere um processo de contaminação pontual recente e que a conseqüente diluição fez com que as concentrações subseqüentes ficassem abaixo do limite de detecção da metodologia utilizada (estimado em 20 µg/L de equivalentes de metil-paration). Esses valores são muito superiores àqueles recomendados pela legislação brasileira para águas de abastecimento doméstico e utilizadas para irrigação de hortaliças e de plantas frutíferas (organofosforados totais e carbamatos:10 µg/L) (Conama, 1986). Todos os valores elevados foram observados em períodos de prolongada estiagem, o que pode ter contribuído para os níveis de concentração encontrados. Embora a metodologia utilizada não tenha evidenciado uma contaminação contínua por agentes anticolinestrásicos, fica evidente que, em algumas oportunidades, os níveis de contaminação são elevados e podem ter impacto significativo sobre a biota.

Convém ressaltar que a população estudada não dispõe de sistemas de distribuição de água nem de esgoto. A água utilizada nas residências é coletada em minas que nascem nas proximidades ou diretamente no rio São Lourenço.

Impacto sobre a biota

Com relação às medidas biológicas, foi observada uma redução da riqueza de táxons entre o ponto referência (ponto 1) que apresentou 43 unidades taxonômicas (UTOs) e o ponto mais impactado (ponto 5), onde foram observadas apenas 20 UTOs. Os organofosforados não possuem grande estabilidade e provavelmente se sedimentam pouco. Dessa maneira, os organismos associados ao compartimento coluna d'água são os afetados mais diretamente (táxons de hábitos natatórios e aqueles que vivem fixados a pedras). Em geral, tais organismos são coletores ativos, passivos ou raspadores-herbívoros, alimentando-se principalmente de material orgânico em suspensão ou de detritos e perifíton. Observou-se que, nesta região, os indivíduos das ordens Ephemeroptera e Plecoptera foram os mais afetados, pois, além de apresentarem tais hábitos, são organismos reconhecidamente sensíveis. Na área de referência,

foram encontrados oito gêneros de Ephemeroptera e dois de Plecoptera, enquanto na área degradada apenas um gênero de Ephemeroptera (Baetis, Baetidae).

Os grupos menos afetados foram Chironomidae (Díptera), Simuliidae (Díptera) e Elmidae (Coleóptera). Embora os dois primeiros grupos sejam coletores, ambos são reconhecidamente espécies resistentes à poluição. Os coleopteras raspadores apresentaram uma redução pouco significativa em relação à área referência, pois são favorecidos pelo aumento na abundância de macrófitas aquáticas em decorrência do uso de fertilizantes nas lavouras vizinhas.

A mudança na composição das famílias da ordem Ephemeroptera, com o desaparecimento de Leptophlebiidae e sobrevivência de organismos da família Baetidae indica que a primeira pode ter uma menor tolerância, servindo como um bom bioindicador. Testes ecotoxicológicos estão sendo realizados em laboratório, a fim de avaliar se Leptophlebiidae é menos suscetível do que Baetidae. A princípio, os gêneros em estudo são Askola ou Hylister (Leptophlebiidae) e Baetis (Baetidae). Todos estes, cosmopolitas e amplamente distribuídos, ocorreram em grande número nas amostras coletadas. Além disso, estão sendo realizados experimentos de meso-cosmo em riachos de primeira ordem, para avaliar os efeitos diretos da aplicação de agrotóxicos sobre o restante das comunidades biológicas. Com isto, procura-se estabelecer um índice biológico aplicado a áreas contaminadas por agrotóxicos organofosforados, determinando grupos sensíveis e resistentes e, possivelmente, escores de tolerância. Este índice permitirá avaliar qualitativamente outras regiões impactadas pelo uso de organofosforados, identificando a extensão dos danos sobre o meio ambiente aquático.

É importante ressaltar que o rio São Lourenço, poucos quilômetros abaixo da região estudada, recebe outros riachos provenientes de regiões igualmente agrícolas, dando origem ao rio Grande, que é a fonte de água potável para a cidade de Nova Friburgo, importante centro industrial com cerca de 250.000 habitantes.

Análises preliminares de vegetais (tomate, vagem e pimentão) adquiridos no mercado mostraram elevada percentagem (33% em tomate, 40% da vagem e 20% do pimentão) de contaminação por resíduos de agentes anticolinesterásicos. Valores de inibidores da acetilcolinesterase equivalentes a 0,56 mg/kg de methamidophos foram detectados nestes produtos. Embora a

interpretação destes resultados à luz da legislação brasileira para alimentos seja difícil, uma vez que as quantidades permitidas dependem da substância utilizada, estes certamente demonstram a existência de resíduos indesejáveis nos produtos analisados.

Contaminação humana

Uma outra avaliação importante deste estudo foi a análise laboratorial das atividades de acetilcolinesterase de membrana de hemácias e butirilcolinesterase plasmática. Os resultados apresentados a seguir se relacionam apenas à contaminação por agrotóxicos inibidores das acetilcolinesterases (organofosforados e carbamatos). A escolha de tais agrotóxicos como ponto de partida para o estudo se deve à sua elevada utilização na área em foco, à elevada toxicidade desta categoria e à disponibilidade de testes de *screening* rápido, prático e barato. Para se ter uma idéia da utilização desta classe de agrotóxicos, cerca de 90% dos indivíduos entrevistados relataram utilizar rotineiramente em seus trabalhos o inseticida organofosforado methamidophos, conhecido por sua neurotoxicidade.

A Tabela 2 apresenta os resultados de média e desvio padrão da atividade dos indicadores biológicos de exposição.

Os valores médios obtidos no estudo de um grupo não-exposto foram utilizados para estabelecer um *cut-off*, ou seja, um valor significativo abaixo do qual os indivíduos seriam considerados possuidores de baixa atividade enzimática, característica esta observada nos casos de superexposição aos agrotóxicos anticolinesterásicos. Este ponto de corte foi estabelecido como sendo equivalente ao 5º percentil da distribuição dos valores de atividade do grupo de referência. Para estabelecer o limite inferior, o cálculo utilizado foi equivalente à média – 1,645 s.d., correspondendo a 0,47 unidades internacionais (UI) para acetilcolinesterase e 2,32 UI para butirilcolinesterase. No conjunto de resultados estudados, onze indivíduos apresentavam atividade de acetilcolinesterase e doze, a de butirilcolinesterase, baixas.

Em relação aos 101 trabalhadores rurais adultos, a Tabela 2 apresenta dados relativos à análise estatística dos bancos de dados produzidos ao longo do projeto. Investigou-se, através de um teste de comparação (teste 't' para a = 0,05), as médias do grupo potencialmente exposto, subdivido em

duas categorias em função da presença ou ausência de sintomas. Foram analisadas as médias destas duas categorias nas diferentes variáveis epidemiológicas e também na listagem de sintomas apresentados pelos agricultores na entrevista médica. Não foram encontradas diferenças significativas destes grupos em relação às atividades de produção e consumo, entretanto, a mesma análise em relação às variáveis da entrevista médica indica uma redução significativa entre os valores de acetilcolinesterase com os seguintes sintomas: dor de cabeça, cãibras abdominais, ansiedade e insônia. O mesmo foi observado na atividade de butirilcolinesterase em relação à falta de ar.

Tabela 2 – Níveis de acetil e butirlcolinesterase encontrados em adultos moradores da região da microbacia do Córrego de São Lourenço

Grupo/Enzima	Acetilcolinesterase eritrocitária	Butirilcolinesterase plásmatica
Não-espoxtos* n= 308	1,00 ± 0,32 (média ± p)	4,00 ± 1,02 (média ± p)
Adultos expostos* n= 101	1,005 ± 0,28 (média ± p) CI 95% (0,94-1.06)	3,77 ± 1,01 (média ± p) CI 95% (3,56-3,97)
Valores de referência (média = 1,645p)	0,47	2,32
% de trabalhadores com baixa atividade enzimática	11	12
Valores de referência Crianças/jovens** % de crianças/jovens com baixa atividade enzimática	30,1 (st dev= 3,87) Nenhum	2,26 (st dev= 0,55) 17

* Método de dosagem: Ellman modificado por Cunha, J. C. (1996). Resultados expressos em unidades internacionais.

** Método de dosagem: EQM Test Kit - EQM Research Inc., Cincinati - Ohio. Resultados expressos em unidades internacionais por ml de sangue total (atividade de colinesterase plásmatica) ou por grama de hemoglobina (atividade de acetilcolinesterase eritrocitária). Valores normais são considerados equivalentes a ≥ 75% em relação aos valores obtidos em uma população de referência (n=40) apresentados no estudo de validação descrito no manual do *kit*.

Fonte: Moreira et al., 2002.

Em relação ao exame físico propriamente dito e à investigação clínica baseada em anamnese dirigida para sinais e sintomas de intoxicação por agrotóxicos, foi possível detectar 31 casos de intoxicação, sendo um de intoxicação aguda e trinta apresentando sinais e sintomas de

intoxicação crônica. Este diagnóstico foi baseado principalmente nas observações do exame físico de alterações neurocomportamentais típicas desse tipo de intoxicação. Foi observado, na maioria dos casos, um quadro de polineuropatia periférica e alterações comportamentais que remetem a distúrbios no nível no sistema nervoso central. Ainda em relação ao exame físico, fasciculação muscular foi observado como um distúrbio periférico recorrente em trinta indivíduos. É interessante observar que a análise estatística demonstrou que a média de atividade de acetilcolinesterase do grupo que apresentava fasciculação foi significativamente inferior em relação ao grupo que não apresentava este sinal.

Modelos de regressão linear múltipla aplicados para investigar associações entre os indicadores biológicos e clínicos evidenciaram valores significativos para os sintomas de dor de cabeça e insônia e diminuição dos níveis de acetilcolinesterase. Quando as variáveis biológicas foram tratadas como variáveis categóricas e colocadas em um modelo de regressão logística, foi possível observar associações significativas entre os níveis de acetilcolinesterase e os sintomas de insônia e nervosismo (*Odds ratio* de 4,85 e 6,22, respectivamente).

Na análise dos resultados obtidos nos estudos com crianças trabalhadoras, com relação ao uso de agrotóxicos, foi observada situação idêntica àquela que já tínhamos constatado na investigação com a população adulta. Mais de trinta formulações diferentes foram mencionadas pelas crianças como de utilização rotineira. As mais utilizadas eram o paraquat, herbicida altamente tóxico; o mancozeb, fungicida de baixa toxicidade aguda, e o metamidophos, inseticida organofosforado altamente tóxico.

De acordo com a legislação brasileira específica (MT, 1997) e também com o fabricante do *kit* utilizado, quando o resultado da atividade enzimática for menor que 75% do valor de referência, o exame deve ser repetido e, confirmando-se este valor, o indivíduo é considerado possivelmente contaminado. Segundo estes critérios, todas as crianças estudadas apresentaram valores normais de acetilcolinesterase, mas cerca de 17% apresentou níveis reduzidos de atividade da butirilcolinesterase, o que pode representar uma exposição recente, sem excluir a possibilidade de intoxicação, ou ainda a possibilidade de distorção nos valores de referência, visto que estes foram obtidos em outra população e para indivíduos adultos.

Finalmente, a última análise realizada foi a multivariada, através do emprego de regressão logística. Os índices de colinesterases foram categorizados como normais e baixos e diversas variáveis foram inseridas no modelo de regressão tendo os níveis de colinesterase como variável categórica constante. Os resultados que apresentaram associações significativas no modelo de regressão foram: sexo (*Odds ratio* = 4,12; $p<0,05$) e atividade de aplicação de agrotóxico (OR= 5,80; $p<0,05$). Estes resultados são importantes, pois a partir deles pode-se inferir que, no grupo investigado, as crianças do sexo feminino teriam 4,12 vezes maior probabilidade de apresentar níveis reduzidos de colinesterases. Esta constatação é importante, principalmente porque as crianças/jovens do sexo feminino ainda se encontram na fase da adolescência sem que se conheçam as conseqüências que esta exposição pode trazer para a vida futura das mesmas e de suas famílias. Observa-se também que as crianças que trabalham na lavoura na atividade de aplicação dos agrotóxicos têm 5,80 vezes maior expectativa de apresentarem níveis reduzidos de colinesterases. Certamente esta observação mostra, de maneira clara, a associação entre a atividade de aplicação e a diminuição da atividade enzimática, que pode, eventualmente, produzir danos à saúde.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Uma série de fatores inter-relacionados contribui para a atual situação observada na região da microbacia do Córrego de São Lourenço, e a única maneira de entender e estimar a dimensão real do problema, bem como a influência de cada um de seus determinantes é a utilização de uma abordagem integrada de avaliação. Embora ainda muito limitados, os resultados já obtidos, mesmo que de forma compartimentalizada, mostram claramente uma situação séria de contaminação humana e ambiental.

Obviamente, a continuidade/complementaridade destes estudos, com a introdução de novos parâmetros, como por exemplo, a contaminação humana e ambiental pelos demais agrotóxicos ali utilizados, os níveis da contaminação atmosférica e sua dispersão, a contaminação no interior das residências, o monitoramento sistemático da contaminação do rio São Lourenço por toda a gama de agrotóxicos bem como das águas subterrâneas,

a introdução de novos indicadores biológicos, entre outros, trará considerável contribuição para a montagem deste complexo quebra-cabeças que exige, antes de mais nada, o envolvimento de varias áreas do conhecimento.

Pesquisas sobre os possíveis problemas decorrentes da exposição continuada a esta gama de agrotóxicos, particularmente sobre as mulheres em idade fértil e as crianças, são urgentes, e algumas já estão em andamento. Neste aspecto, encontram-se em fase de implementação, por um grupo de pesquisadores do Laboratório de Toxicologia do Cesteh/Ensp/Fiocruz, estudos envolvendo a avaliação neuropsicológica e neurocomportamental de crianças com idades entre três a doze anos.

Os resultados disponíveis permitem afirmar que os principais fatores responsáveis pelos níveis de contaminação encontrados atualmente são a inexistência de uma política mais efetiva de fiscalização/controle/acompanhamento/aconselhamento técnico adequado na utilização dos agrotóxicos; o baixo nível de escolaridade, que torna difícil o entendimento, mesmo superficial, de informações técnicas; as práticas exploratórias de propaganda das firmas produtoras; o desconhecimento de técnicas alternativas e eficientes de cultivo; a pouca atenção dada ao descarte de rejeitos e de embalagens; a utilização dos agrotóxicos e a exposição continuada a esses produtos.

Campanhas educativas que considerem o nível educacional e intelectual dos trabalhadores rurais necessitam ser realizadas. O desenvolvimento de atividades específicas e periódicas, principalmente com as crianças, a serem realizadas nas escolas locais, certamente se constituirá em uma excelente estratégia para combater a situação ora vigente no meio rural brasileiro..

Enquanto este problema não for considerado uma prioridade de governo, a situação tende a se agravar e a se expandir cada vez mais, ameaçando até mesmo os grandes centros urbanos próximos. Todos os resultados demonstram claramente que a situação vigente é resultante da conjunção de vários fatores e que a intervenção unidirecional não resultará na solução para este problema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGROFIT. *Base de Dados de Produtos Agrotóxicos e Fitossanitários*. Brasília: Secretaria de Defesa Agropecuária/Ministério da Agricultura e Abastecimento, 1998.

ALMEIDA, W. F. & GARCIA, E. G. Exposição dos trabalhadores rurais aos agrotóxicos no Brasil. *Ver Bras Saúde Ocup*, 19: 7-11, 1991.

ALVES, S. R. *Avaliação dos resíduos de agrotóxicos organofosforados e carbamatos por metodologia enzimática no Córrego de São Lourenço, Nova Friburgo-RJ, Brasil*, 2000. Dissertação de mestrado. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). *Resolução Conama*, n. 20. 18 jun. 1986.

CUNHA-BASTOS, V. L. F et al. Brain acethylcholinesterase as an "in vitro" detector of organophosphorus and carbamate insecticides in the water. *Water Research*, 25(7): 835-840, 1991.

CUNHA, J. C. *Otimização dos parâmetros práticos para a determinação da atividade de acetil e butirilcolinesterase*, 1996. Dissertação de mestrado. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz.

FARIA, N. M. X. et al. Processo de produção rural e saúde na serra gaúcha: um estudo descritivo. *Cadernos de Saúde Pública*, 16(1): 115-128, 2000.

GONZAGA, M. C. & SANTOS, S. O. Avaliação das condições de trabalho inerentes ao uso de agrotóxicos nos municípios de Fátima do Sul, Glória de Dourados e Vicentina – Mato Grosso do Sul – 1990. *Bras Saúde Ocup*, 20: 42-46, 1992.

LIMA, J. S. et al. Methyl parathion activation by partially purified rat brain fraction. *Toxicological Letters*, 87: 53-60, 1996.

MERRIT, R. W. & CUMMINS, K. W. *Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Iowa: Kendall/Hunt Pub., 1996.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). *Os ecossistemas brasileiros e os principais macrovetores de desenvolvimento*. Brasília: Ed. Ibama/MMA, 1996.

MOREIRA, J. C. et al. Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo, RJ. *Ciência e Saúde Coletiva*, 7(2): 299-311, 2002.

MT (Ministério do Trabalho). *Norma Regulamentadora n. 7, Segurança e Medicina do Trabalho*. São Paulo: 36 Ed. Atlas, 1997.

OLIVEIRA-SILVA, J. J.; MEYER, A. & MOREIRA, J. C. Cholinesterase activities determination in frozen blood samples: an improvement to the occupational monitoring in developing countries. *Human and Environmental Toxicology*, 19: 173-177, 2000.

PERES, F. *É Veneno ou é Remédio? os desafios da comunicação rural sobre agrotóxicos*, 1999. Dissertação de mestrado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz.

17

REFLEXÕES SOBRE A EDUCAÇÃO RELACIONADA AOS AGROTÓXICOS EM COMUNIDADES RURAIS

Brani Rozemberg
Frederico Peres

INTRODUÇÃO

A adoção de novas tecnologias nos processos produtivos tem, ao longo dos anos, provocado impacto significativo sobre a saúde dos trabalhadores e sobre as diferentes formas de organização social. Este fenômeno, cujas raízes remontam à eterna (ou pelo menos renascentista) busca pelo desenvolvimento técnico e científico, acaba por determinar um processo dicotômico em que aqueles que detêm o acesso às tecnologias conseguem uma inserção mais favorável no mercado econômico e, conseqüentemente, uma posição social privilegiada, ao mesmo tempo em que aqueles que não detêm este acesso, ou simplesmente o têm impedido, tornam-se excluídos, passando a existir à margem.

O histórico da utilização de agrotóxicos no meio rural brasileiro tem origem, basicamente, na década de 60 do último século, quando, no campo, foi observado um progressivo processo de automação das lavouras, com o implemento de maquinário e a utilização de produtos agroquímicos no processo de produção. No que diz respeito à entrada dos produtos agrotóxicos no mercado nacional, esta se deu sob a alegação de que tais produtos eram a 'tábua de salvação' para a 'infestação de insetos e pragas', que potencialmente poderiam destruir todas as lavouras – é bom lembrar que naquele momento histórico, trinta a quarenta

anos atrás, o desequilíbrio ecológico no campo era notado em escala bem reduzida, e a utilização de produtos agrotóxicos serviria, então, como medida profilática para o caso de uma infestação por pragas.

Amparadas pelos benefícios das políticas de importação, as grandes indústrias químicas multinacionais começam a visualizar na América Latina, e sobretudo no Brasil, um novo e crescente mercado para os seus produtos. Ao final da década 60, já existia a comercialização dos primeiros produtos agrotóxicos em larga escala, com disponibilidade de estoque e consumo.

Na primeira metade da década de 70, temos um massivo aporte de agrotóxicos no mercado nacional, devido à implantação de algumas indústrias químicas no parque industrial Sul-Sudeste brasileiro. Ao mesmo tempo, nos países do então chamado Primeiro Mundo (desenvolvidos), os efeitos nocivos dos agrotóxicos começam a ser descritos por vários autores (Kearney, 1980; Pimentel, 1980; Baetjer, 1983; Kaloyanova, 1983; Kagan, 1985). Assim, políticas restritivas começam a ser implementadas nestes países, preconizando a redução da utilização/produção de certos agrotóxicos (como organofosforados e herbicidas) e a proibição de outros (como os organoclorados) (WHO, 1990). A implantação dessas políticas resultou em uma verdadeira 'fuga' das indústrias químicas multinacionais para os países do então chamado Terceiro Mundo, sobretudo para os países em desenvolvimento (La Dou, 1994).

No campo, a produtividade agrícola crescia consideravelmente e impulsionava o consumo de produtos agrotóxicos que, outrora utilizados esporadicamente, como medida profilática no combate de pragas, agora faziam parte do dia-a-dia do homem do campo. A recomendação para utilização de agrotóxicos feita por técnicos ligados ao comércio e à indústria deixava, progressivamente, de ser feita como uma técnica auxiliar na proteção de lavouras, passando ao *status* de 'imprescindível', 'obrigatória', sob pena de perda total da produção. As mudanças observadas no discurso dos vendedores, cujas fundamentações se encontram no monumental lucro das grandes indústrias químicas produtoras de agrotóxicos, passam a dar a tônica do processo de interlocução entre estes agentes e o homem do campo.

O estudo de Neill (1989) sobre o histórico da comunicação acerca das drogas de ação no sistema nervoso central descreve um percurso

semelhante e pode permitir um paralelo com a questão descrita anteriormente. Inicialmente, as bulas e propagandas desses medicamentos, de ação sobre o sistema nervoso central, recomendavam o seu uso como coadjuvantes no tratamento de pacientes com distúrbios psiquiátricos e/ou psicológicos. Tais bulas/propagandas também apresentavam indicação que, uma vez observada a diminuição dos sintomas, a medicação deveria ser diminuída ou encerrada e também centravam a atenção no tratamento das causas da doença e na relação médico/paciente. Com o passar dos anos, tais medicamentos tomam a conotação – nas propagandas de revistas médicas – de imprescindíveis ao tratamento médico, sendo indispensável seu uso agregado às terapias. Finalmente, a propaganda sobre esses medicamentos passa a referi-los como sendo o tratamento por si só, caracterizado como 'tratamento químico' para os distúrbios psicológicos/psiquiátricos. A reificação do tratamento químico, somada ao abandono das referências em relação à terapêutica e ao uso cada vez mais freqüente de ícones cientificistas nas propagandas, foi aos poucos fazendo com que simplesmente 'desaparecessem' as alternativas a esse tipo de tratamento (Neill apud Rozemberg, 1995).

O aumento no consumo de agrotóxicos não foi acompanhado pela implementação de programas de qualificação da força de trabalho, expondo comunidades rurais a riscos ainda desconhecidos, originados pelo uso extensivo de um grande número de substâncias químicas perigosas e agravados por uma série de determinantes de ordem social (Moreira et al. 2002). Não obstante, este aumento também acaba por determinar a exclusão daqueles trabalhadores envolvidos em processos produtivos que tenham por base a lógica campesina – pequenas propriedades, emprego de mão-de-obra familiar, policultura e arrendamento de terras em regime de 'meia' (direito ao usufruto da terra em troca de parte da produção obtida).

De acordo com Rozemberg, a inserção marginal dos pequenos produtores rurais brasileiros na economia de mercado subordinada à agricultura comercial e às grandes empresas acaba por determinar uma radical mudança no processo de trabalho, que contempla o aumento na carga de trabalho como tentativa de aumento da produtividade:

> Na tentativa insuficiente de compensar a desvalorização de seus produtos, produzindo mais e trabalhando mais, os produtores rurais acabam vendo

> o resultado de sua produção não como 'mais ou menos lucrativo' e sim como 'mais ou menos prejuízo. (Rozemberg, 1994b: 304)

Historicamente, as iniciativas de educação rural na América Latina sempre estiveram associadas à necessidade do aumento da produtividade agrícola como forma de diminuir os índices negativos da balança comercial dos países desta região. Jorge Werthein e Juan Bordenave, no capítulo introdutório de uma das mais importantes obras sobre educação rural na América Latina, *Educação Rural no Terceiro Mundo: experiências e novas alternativas*, lançada em 1981, afirmam que, entre os objetivos fundamentais dos projetos de educação rural promovidos por organizações – governamentais ou não, nacionais ou internacionais –, estão implícitos tanto o aumento da produção agrícola, através do ensino de conhecimento e 'destrezas' ao agricultor que visem a melhorias das práticas de trabalho, quanto a diminuição da migração em direção aos grandes centros urbanos. Para os autores:

> Existem tentativas para alcançar o primeiro objetivo (aumento da produtividade) através da reformulação dos conteúdos curriculares do sistema de educação formal, de desenvolvimento de programas de educação não formal e de um melhor aproveitamento das escolas agrícolas. Para o segundo objetivo (diminuição da migração), assume-se que a concentração de recursos, nunca significativos, para atender os aspectos sociais da família rural – basicamente saúde e educação – permitirão desacelerar a já forte corrente migratória dos que buscam refúgio nas superpopulosas periferias urbanas dos grandes pólos de atração. (Werthein & Bordenave, 1981: 17)

Passados mais de vinte anos, o que pudemos observar foi o fracasso de grande parte destas iniciativas, sobretudo no que diz respeito ao cumprimento dos objetivos anteriormente apresentados. Embora tenha sido possível observar, no país, uma redução na taxa de analfabetismo no meio rural neste período (de 46,21% em 1980 para 27,79% em 2000, entre a população acima dos 15 anos – IBGE, 2003), este percentual ainda está longe daquele observado nos centros urbanos (10,25% para a mesma faixa etária em 2000 – IBGE, 2003).

Alguns autores apontam as deficiências da escola rural em parte como determinante desta situação. Para Pimenta, o fato de as escolas, em nosso país, terem sido concebidas, inicialmente, para a educação das elites, acabou por determinar um descompasso entre a educação dos centros urbanos e a educação rural. Segundo o autor:

> Esse descompasso vem se materializando na inexistência de um sistema educacional de qualidade que ofereça educação básica no meio rural, porque, mesmo de forma insatisfatória, o Estado assumiu a responsabilidade do sistema escolar urbano, enquanto que no meio rural, na maioria das regiões brasileiras até a década de 1970, nem grupos escolares tinham sido construídos. Ficava a cargo da iniciativa de particulares e da comunidade a construção ou improvisação de prédio para funcionamento das escolas. (Pimenta, 2002: 2)

Ainda de acordo com Pimenta, desde a sua incorporação ao sistema público de ensino, a escola rural foi tratada pelo poder público com políticas compensatórias, através de projetos, programas e campanhas emergenciais, e sem continuidade, com ações justapostas e diferentes concepções de educação.

> Com esses programas, implantou-se, de forma definitiva um modelo de escola na área rural e urbana do nosso país, fundamentado numa concepção que tem três características fundamentais: é urbanocêntrica, unicamente voltada aos conteúdos formados e informada no processo de urbanização e industrialização; o ponto de partida e de chegada do conhecimento é a cidade, apresentada como superior e moderna, e o mundo rural precisa ser abandonado por quem quer vencer na vida, uma vez que no rural não há chance de progredir; é sociocêntrica, voltada aos interesses de certas classes sociais, não considerando a diversidade dos sujeitos sociais existentes no campo e na cidade, a sua cultura, as suas diversas formas de organizar o trabalho e a vida; e é etnocêntrica, que privilegia os conhecimentos relativos ao mundo ocidental industrializado, de uma forma de pensar e de um estilo de vida baseados na homogeneidade, onde os valores e a cultura camponesa são considerados como atrasados, conservadores, criando, assim, estereótipos com relação à população do campo e ao seu modo de viver e de pensar. (Pimenta, 2002: 3)

As deficiências nos projetos de educação rural são perigosamente amplificadas quando entram em jogo os interesses da indústria e do comércio, como no caso das ações de treinamento do homem do campo para o trabalho com produtos agrotóxicos. Em algumas áreas do país, os técnicos ligados às indústrias produtoras de agrotóxicos e ao comércio local são responsáveis por quase 80% da informação sobre agrotóxicos passada ao produtor rural (Peres, 1999).

Como pudemos observar anteriormente, os agrotóxicos começam a ser utilizados no meio rural brasileiro nas décadas de 60, considerados como

a redenção das lavouras, a solução indiscutível para todos os problemas que afligem o trabalhador rural. Juntamente com o aporte desses produtos no campo, se amplia a atuação dos técnicos ligados à indústria e ao comércio, que passam a legitimar o uso de venenos, transformando-os em um ícone de modernidade, cientificismo e avanço e, ao mesmo tempo, desconsiderando a importância de técnicas alternativas. A estes trabalhadores, restou seguir os mandamentos dos 'educadores do veneno': 'vocês têm que usar agrotóxicos para conseguir suprir a demanda por comida da humanidade'; 'vocês têm que usar agrotóxicos para impedir que suas lavouras sejam devoradas por pragas'; 'vocês têm que usar agrotóxicos porque é o que há de mais moderno'; 'vocês têm que usar agrotóxicos porque nós estamos lhes garantindo que é o que há melhor'.

Infelizmente, o mais convincente dentre todos os argumentos vem da própria experiência concreta dos agricultores usuários por ocasião da colheita. Os desequilíbrios biológicos gerados pelo uso continuado dos agrotóxicos vêm revelando-lhes, na prática, a impossibilidade de uma produção comercialmente viável sem o uso de tais produtos. Essa constatação muito concreta, somada à ausência de qualquer orientação e de experiência direta com exemplos bem-sucedidos sobre métodos alternativos, vem coroando a 'vitória do veneno' sobre o a saúde do homem e sua banalização por todo o interior do país.

A implantação coercitiva destes produtos não foi acompanhada, em momento algum, de uma estratégia extensiva de comunicação esclarecedora sobre os malefícios relacionados ao uso destes produtos. Somente quando os problemas causados pelos agrotóxicos começaram a despertar o interesse dos moradores da cidade, consumidores dos produtos contaminados por estes agentes químicos, é que observamos, nos meios de comunicação, um aumento na quantidade de informações, embora nem sempre acompanhado de um acréscimo semelhante na qualidade desta informação.

Os trabalhadores ainda teriam de esperar mais um pouco: somente com a amplificação dos casos de contaminação/intoxicação por agrotóxicos no meio rural é que foi possível uma pressão da sociedade civil organizada e dos órgãos do governo sobre a indústria/comércio, no sentido de estabelecer uma política específica de comunicação de riscos para estes produtos (Peres, 1999).

Mas a incipiente (e descontinuada) pressão sobre a indústria produtora de agrotóxicos ainda não vem sendo acompanhada de estudos e de ações concretas que possam favorecer a apropriação crítica das informações técnicas por parte do trabalhador rural. São igualmente raros os estudos sobre a forma como os usuários do veneno agrícola combinam seus saberes e racionalidade com os conceitos médicos e agrícolas provenientes do saber técnico-científico, de modo a 'construir o sentido do uso do agrotóxico em suas vidas'. Como educadores, sabemos que este seria o único caminho para qualquer possibilidade de revisão crítica do problema.

Um exemplo bem evidente deste descaso para com o mundo da experiência do trabalhador rural, consumidor destes produtos, é a própria prática da mera tradução dos rótulos dos produtos fabricados em outros países. Ela se dá como simples cumprimento automatizado das exigências da legislação. Não existe qualquer esforço em rever intenções e interesses contidos naqueles rótulos ou bulas, ou adequar a linguagem utilizada ao público para o qual o produto se destina. O que dizer então da possibilidade de articular tais informações técnicas (de máxima utilidade pública!) a outros níveis da experiência rural, tais como a situação econômica, as relações com os comerciantes, a luta por fazer valer seus direitos etc.? E com o abandono dos órgãos de assistência e extensão rural do poder público, os quais (ao menos na teoria), poderiam oferecer uma comunicação desprovida de interesses comerciais, observamos o conhecimento científico como base de legitimação de tecnologias em nome da manutenção de um mercado que movimenta bilhões de dólares por ano em todo o mundo.

AÇÕES EDUCATIVAS?

A atualidade das idéias construídas por Paulo Freire para dar conta da análise da situação do trabalhador rural da América Latina, nas décadas de 60 e 70, é impressionante. Apesar do avanço tecnológico e do desenvolvimento dos saberes das ciências humanas e sociais, não foi possível observar, no campo, uma aproximação entre técnicos e agricultores, no sentido de construção de estratégias de ensino/aprendizagem acuradas, envolvendo conhecimentos pertinentes à produção agropecuária, à saúde e à segurança no trabalho. Muito pelo contrário, o que

temos observado foi um distanciamento entre estes dois grupos. Ou pela dificuldade de interlocução, ampliada pela formação cada vez mais técnica do profissional que atua no meio rural, ou pelo forte viés de mercado que a atividade agrícola tomou nos últimos anos, mais marcadamente observado no processo de legitimação e imposição de produtos/insumos (fertilizantes, agrotóxicos etc.) pela indústria, através de práticas exploratórias de venda que subjugam os saberes dos trabalhadores rurais (Peres et al., 2001).

Para Freire, o profissional por vezes tende a se esquecer ou minimizar o papel do homem do campo em função de seu compromisso profissional – baseado em ações de caráter técnico – que o leva a considerar a perspectiva humanista de maneira impeditiva, como forma de retardar as soluções mais urgentes:

> Quase sempre, técnicos de boa vontade, embora ingênuos, deixam-se levar pela tentação tecnicista (mitificação da técnica) e, em nome do que chamam de 'necessidade de não perder tempo', tentam, verticalmente, substituir os procedimentos empíricos do povo por suas técnicas. (Freire, 1997: 15)

São inúmeros os exemplos na saúde pública dessas pretensas 'simplificações de conteúdos' para a (também pretensa) 'apropriação mais rápida por parte de grupos sem escolaridade'. Se tomarmos por base apenas nossos próprios estudos com agricultores, mapeamos em áreas de Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo graves problemas de comunicação gerados por esta tendência, tanto nas representações sociais de endemias (Rozemberg, 1994a, 1996) quanto de soluções de saneamento (Rozemberg, 1998), do uso de calmantes (Rozemberg, 1994b), de outros medicamentos e serviços (Uchoa, Rozemberg & Porto, 2000) e do uso de agrotóxicos (Peres, 1999; Peres et al. 2001).

Em um estudo recente sobre impressos hospitalares (Rozemberg, Penna-Silva & Vasconcello-Silva, 2002), essa mesma lógica de 'ganho de tempo e objetividade' descrita por Freire (1997) foi apresentada por médicos na utilização de folhetos informativos:

> Como temos um setor muito cheio, e poucas pessoas trabalhando, você ganha tempo, pois apesar de você estar ali disponível sempre para responder perguntas, você dando a cartilha para ele, você possibilita que a consulta se torne mais objetiva, de certa forma

> abreviada (...). Você ganha tempo para ver a parte médica (...). Em outra consulta ele pode trazer as dúvidas que teve na cartilha (...). (Rozemberg et al., 2002: 1.688)

Ao procederem assim, os profissionais perdem a capacidade dialógica de sua ação, contribuindo para a construção de barreiras no processo de apropriação dos conhecimentos em questão. No trecho citado, constata-se, por parte do profissional, um desejo de troca, de fluxo bilateral, porém adiado para um momento futuro: próxima consulta. Teríamos então uma 'promessa' de diálogo?

O diálogo, para Freire, é determinante da eficácia das ações educativas, que devem passar pelo comprometimento. Ao negar os saberes de seu interlocutor em favor desta 'objetividade', o técnico quebra o elo da confiança, fundamental para o estabelecimento de um compromisso e de um espaço de interlocução que, por sua vez, é o cenário dos processos de aprendizagem.

> Ao desconhecer que tanto sua técnica como os procedimentos empíricos dos camponeses (ou pacientes!) são manifestações culturais e, deste ponto de vista, ambas válidas, cada qual em sua medida, e que, por isso, não podem ser mecanicamente substituídos, [os técnicos] enganam-se e já não podem comprometer-se. Terminam, então, por cair nesta irônica contradição: para não perder tempo, acabam por perdê-lo. (Freire, 1997: 15)

Estudando as ações de extensão rural, observadas nas décadas de 60 e 70 na América Latina, Paulo Freire há muito já afirmava ser indispensável ao processo de aprendizagem a comunicação entre os sujeitos envolvidos, dada através de signos e símbolos comuns às duas realidades:

> É então indispensável ao ato comunicativo, para que este seja eficiente, o acordo entre os sujeitos, reciprocamente comunicantes. Isto é, a expressão verbal de um dos sujeitos tem que ser percebida dentro de um quadro significativo comum ao outro sujeito. Se não há acordo entre os signos, como expressão do objeto significado, não pode há ver compreensão entre os sujeitos, o que impossibilita a comunicação. (Freire, 1992: 8)

É especificamente essa possibilidade desse "acordo entre os signos", tão necessário para a ocorrência da educação, que gostaríamos de focalizar neste artigo. Essa possibilidade de compreensão, de constru-

ção de 'quadros referenciais comuns' abre frentes para a interlocução dos grupos de agricultores com técnicos da saúde, ambiente ou agricultura. Isso sem mencionar outros atores que aportam nos núcleos populacionais rurais influenciando os 'arraiais' com seus mais variados interesses: industriais, comerciais, ambientalistas, religiosos, ou migrantes vindos de áreas urbanas por opção ou por falta dela, além de uma profusão de programas e iniciativas públicas desconectas, decorrentes de um processo de descentralização mal completado.

Dedicando-nos aqui, centralmente, às relações entre técnicos e trabalhadores rurais, procuraremos falar de alguns caminhos para favorecer a 'negociação de significados'. A atenção ao nível dos significados é promissora na direção de uma maior simetria entre o ponto de vista das populações rurais e esses outros saberes, na construção de conhecimentos sobre saúde, doença, medicamentos, agrotóxicos, e suas muitas (e inexploradas) alternativas.

Ainda que o termo 'negociação' nos remeta à economia, ciência que foi posta no comando das sociedades contemporâneas, a idéia de negociar sentidos, significados, no 'mercado' dos signos e símbolos, é providencial, e precisa ser colocada em prática.

Se o profissional não compreende, ou não leva em conta, o universo no qual trabalha, a realidade do campo, tende a transmitir o conhecimento produzido em sua realidade específica (academia) para um grupo populacional distinto, promovendo não só o fracasso da prática educativa, mas por vezes a violação e a descaracterização de padrões culturais, enfim, o etnocentrismo, contra o qual nos alertava Paulo Freire. Podemos falar, neste caso, em ações educativas? Certamente que não, por mais que tais ações estejam assim 'batizadas'.

ABORDAGENS NORMATIVAS NA EDUCAÇÃO

As pesquisas em educação pelo viés da ciência positivista centrada apenas em fenômenos tangíveis limitam a compreensão da experiência humana aos comportamentos observáveis e vêm contribuindo pouco para a aproximação entre os saberes técnicos e aqueles advindos da experiência rural. Desejosos de atender supostas demandas cognitivas, os técnicos se esforçam transferindo, informando, dando acesso ao conheci-

mento e com isso atropelando a perspectiva leiga, com o predomínio do saber do especialista. Seus levantamentos de escalas de opiniões e atitudes são utilizados para completar as 'lacunas' do saber leigo. Ou seja, com o objetivo de convencimento unilateral e acreditando na existência de fórmulas prontas e saberes universalmente válidos, o profissional se empenha em disseminar seus conhecimentos de utilidade pública.

Para Goode et al. (1996), essa abordagem se baseia na crença de que as pessoas só não perseguem estilo de vida 'saudável' por não terem conhecimentos suficientes para fazer melhores escolhas, e que, uma vez informados pelos profissionais, isso ocorrerá. Intuitivamente, baseia-se na expectativa de que o acesso à informação *per se* venha a se traduzir em êxito dos programas de saúde. Para Baillie et al. (2000), os mitos relacionados ao poder da transferência de informações impregnam a memória institucional do campo da saúde e reemergem nos programas de promoção e prevenção primária. Talvez nisso resida a eterna atualidade da obra de Paulo Freire.

Para superação desta tendência é preciso que o profissional se acostume a problematizar de maneira crítica e aberta sua relação com valores e decisões tomadas em contextos sociais e culturais muito diferentes dos dele. No entanto, como pedir a um profissional que leve em conta uma experiência, uma vivência, valores, racionalidades que ele desconhece? A experiência de trabalho e convívio que temos com estes grupos nos permite afirmar que isso leva tempo, e que estamos realmente diante de uma realidade muito diferente da dos centros urbanos. Lembraremos aqui pelo menos duas amplas categorias diferenciais extremamente relevantes, a falta de escolaridade e o trabalho agrícola:

> A população rural concentra suas atividades e seu comportamento ao redor de uma atividade toda especial, complexa e marcante que é a agricultura. As comunidades resultantes da ocupação agrícola e do *habitat* rural pensam, sentem e agem de maneira diferente da dos habitantes das cidades, comunicando-se também através de códigos e meios próprios. (Werthein & Bordenave, 1981: 12)

Também consideramos fundamental refletir sobre os preconceitos relacionados à escolaridade. Como vimos anteriormente, no Brasil, em geral, os agricultores não sofreram o processo de escolarização formal, tendo desenvolvido padrões de racionalidade e linguagem por vezes

diferenciados. Por despreparo, alguns profissionais confundem a habilidade para a leitura e o domínio da linguagem formal como critérios de julgamento sobre a inteligência e a capacidade de construção de raciocínios lógicos da população rural.

Nesse sentido, registramos recentemente entre profissionais de saúde (Rozemberg, Penna-Silva & Vasconcello-Silva, 2002) a tendência a apontar o analfabetismo de sua clientela como principal barreira para a comunicação. Se, por um lado, as dificuldades dos pacientes foram sempre expressas nas entrevistas; por outro, apenas dois profissionais lembraram de enunciar claramente o abismo entre seus conhecimentos técnicos sofisticados e 'qualquer clientela'. Em um caso extremo, o entrevistado chegou a comparar adultos 'analfabetos' com crianças de três anos de idade, desqualificando o saber construído pelo adulto ao longo de sua vida.

Como resultado, temos a visão estereotipada de um imenso contingente da população brasileira, incluindo os trabalhadores rurais, que costumam ser caracterizados pela falta ou escassez de recursos materiais, culturais ou simbólicos – a chamada população carente. Um grupo que costuma ser descrito por lacunas e vazios de toda ordem: 'pessoal de baixa renda', 'baixo nível cultural', 'pessoal do interior que não se alfabetizou'. Segundo Calazans, Castro & Silva (1981), Ugalde (1985) e Pimenta (2002), entre outros autores, os valores e a cultura da população do campo são considerados como atrasados, conservadores, sendo alvo de críticas constantes com relação ao seu modo de viver e de pensar. Como dissemos, há quase uma década:

> O que se escuta do discurso popular, nestes casos, é basicamente aquilo que nele não foi dito. O conhecimento que se considera *a priori* como certo, e que no caso, o informante não tem. Ele fala, portanto, para ser corrigido. Aqui, a população deve ser instruída, educada, nutrida, convertida aos valores daqueles que supostamente a 'ouvem' (...). Não estão em jogo as condições que geram os agravos à saúde, essas não são questionadas pela ação educativa, não transparecem, e passam a ser tratadas também pelo lavrador como invariáveis. O foco está no que ele deve fazer para se adequar e viver melhor com elas. (Rozemberg, 1995: 8)

Há vinte três anos, Calazans, Castro & Silva (1981: 164) já nos alertavam sobre os interesses perversos aos quais atende esse tipo de ação educativa, que pretende mudar os valores do homem do campo a fim de habilitá-lo às inovações agrícolas. Denunciando a concepção etnocên-

trica de 'atraso rural', os autores nos alertam que tal 'atraso' jamais será uma 'etapa a ser superada' com ajuda das benesses do desenvolvimento e das tecnologias, a não ser no cérebro de quem abriga uma concepção linear da evolução. A falsa noção do 'atraso rural' (agricultura pré-capitalista) deu origem a uma falsa solução: educação rural. Os autores demonstram como o chamado 'atraso' é fruto de relações sociais específicas e que, sem a modificação destas, jamais será superado. Na verdade, o que a educação rural faria era ajudar a arrancar as raízes culturais, desadaptar o agricultor tradicional e colocá-lo em posição marginal no mercado dito 'moderno', desagregando as populações rurais e transformando-se na ponta de lança da invasão capitalista no campo.

Ao retomarmos nossas referências bibliográficas antigas, queremos deixar claro o quanto ainda estamos precisando delas em nossas práticas e programas de promoção e educação na área da saúde. O reconhecimento da alteridade, o respeito pela diferença, a escuta respeitosa da diferença para fora dos interesses de transformá-la segundo nossos próprios referenciais.

A IMPORTÂNCIA DA PESQUISA PARA A EDUCAÇÃO E SAÚDE NO MEIO RURAL

Como dissemos anteriormente, para desconstruir preconceitos ainda tão freqüentes nas publicações e ações educativas, tais como os de que a população rural sem escolaridade sofre de 'falta de compreensão', 'ignorância' ou 'incongruência', é preciso que o profissional se acostume a problematizar de maneira crítica e aberta sua relação com valores e decisões tomadas em contextos sociais e culturais muito diferentes dos dele. Mas, para tanto, é necessário conhecer tais contextos, experiências, interesses, valores, racionalidades dos grupos com os quais deseja trabalhar. Para isso, a realização de pesquisas por parte do educador torna-se imprescindível. Nossa experiência trabalhando com agricultores nos últimos anos vem permitindo demonstrar, através de inúmeros exemplos de campo, que há uma lógica e uma racionalidade articulando a aparente 'falta de sentido' de alguns discursos. Essa lógica costuma estar, inclusive, muito bem ancorada na visão de mundo dos grupos, ainda pouco conhecidos e compreendidos em sua própria racionalidade.

É preciso ainda, que o profissional não se limite a realizar 'denúncias' dos malefícios deste ou daquele produto ou das precárias condições de vida e trabalho de grupos populacionais específicos (ainda que lhes dando visibilidade). É necessário compreender o quanto tais condições concretas são de fato decisivas na maneira como os indivíduos dão sentido a suas experiências. Assim, a pesquisa sobre a construção dos 'significados' da saúde e doença contribui para uma visão mais completa e menos preconceituosa da experiência rural sob os diferentes ângulos.

Para finalizar, gostaríamos de apontar sucintamente três exemplos de campo relacionados com atribuição de significados aparentemente inusitados em quaisquer outros contextos: a) ao nome de uma doença; b) ao de um agrotóxico; c) ao de um medicamento. A idéia é exemplificar como a construção do significado resulta de processos de elaboração de sentido que podem escapar totalmente ao entendimento dos profissionais de saúde. Mesmo correndo o risco de análises pouco contextualizadas, julgamos úteis tais exemplos que resultaram de diálogos que mantivemos com vizinhos em área rural de Nova Friburgo. Por não resultarem de entrevistas sistemáticas, esses exemplos não foram publicados.

1) Um vizinho busca nos convencer da eficácia de uma planta medicinal que nos recomenda, com o argumento de que ela foi eficiente até mesmo no caso da doença mais forte, mais capaz de afetar a 'afetosa'. A palavra afetar, a mais utilizada entre populações rurais para referir-se à saúde/doença, revestiu de significado a 'febre aftosa' do gado, dando-lhe a conotação de extrema gravidade.

2) Quando tentamos dissuadir os vizinhos de pulverizar agrotóxicos em nossas estradas e beiras de caminho, eles todos são unânimes em nos explicar que estão usando um veneno muito fraquinho, o 'Gramachone' (Gramoxone), que é o remédio que só mata grama no chão. Grama é da família da grama do pasto, um tipo de mato. Logo, o remédio com nome de grama é apelidado de 'mata-mato' e sobre ele se diz: "Não mata nem o pé de pranta, só mesmo o mato. Como poderia fazer mal ao ser humano?" Explicamos que o produto pertence à classe toxicológica I, estando entre os mais agressivos à saúde. Porém, o efeito simbólico já se encontra consolidado no senso comum da comunidade como sendo o mais inócuo, o mais 'fraquinho' entre os agrotóxicos.

3) Finalmente, a vizinha (e grande amiga) nos conta que pediu ao médico que trocasse com urgência o remédio que lhe foi receitado. O mal-estar que sentiu com o remédio e a marcação de uma consulta médica extra tiveram a seguinte justificativa: "Eu sabia que eu não ia me dar com esse tal de 'Frontal'. Você nunca me viu afrontando o Fulano (nome do marido), viu? Pois então? Eu não sou de afrontar, não é para mim isso. Já a minha prima sim, ela iria se dar muito bem se tomasse esse remédio. Ela briga e grita com ele, afronta o marido o tempo todo". Interessante é que esta explicação não foi fornecida ao médico. Ele substituiu a receita com base em um relato sucinto de sintoma físico. Talvez não tenha sequer conhecido as decorrências subjetivas desta sua prescrição.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em oposição ao positivismo, do qual já falamos muito, tivemos as contribuições das pesquisas estruturais na educação, que lograram vincular variáveis socioeconômicas, utilizando o conceito de classes sociais, ao conhecimento e narrativas de saúde e doença. Entretanto, nelas, os indivíduos surgem sempre bastante submetidos e conformados a uma ordem social preexistente, e não como atores criativos. Para fugir do dilema da supressão dos atores sociais, há estudos com foco na subjetividade. Porém, neles, muitas vezes é o contexto social que nem sequer é descrito ou considerado, o que poderia levar à falsa conclusão de que o contexto é irrelevante para o estudo das experiências em saúde e doença.

Sendo assim, o desafio está em inter-relacionar subjetividade individual e ordem social – experiência concreta e imaginário, dados quantitativos e qualitativos. Para tal, as abordagens interpretativas revelam-se promissoras. Ao invés de deduzir o que ocorre com os grupos, a partir de um marco teórico, a ciência social interpretativa de Weber coloca 'o relato dos atores no papel central', passando a uma exploração sistemática das inter-relações entre estrutura social e subjetividade.

Nossa opção, assim como tem sido a de Castro-Perez (2000) em seus estudos com populações rurais no México, vem sendo a de trabalhar com narrativas e relatos dos entrevistados. Segundo ele, a linguagem que um grupo usa, seu campo semântico, representa a acumulação objetiva de vastas quantidades não só de significados, mas também de

experiências. Nossas contribuições recentes ao campo da educação e saúde focalizaram centralmente o senso comum – acervo de pressuposições que resulta do processo social de interpretação seletiva e compartilhada da realidade. Assim, o campo semântico de um grupo é considerado uma fonte legítima de conhecimentos sobre sua experiência concreta (Minayo, 1992).

Finalmente ressaltamos que, nosso objetivo não é apenas conhecer a realidade rural, como se esta se mantivesse estática e isolada. Pretendemos explicar de que forma a experiência e o senso comum dos trabalhadores rurais se apropriam e dão sentido aos conceitos vindos da medicina moderna, das tecnologias agrícolas, das novidades da mídia etc., sem esquecer que esse sentido é influenciado por condições econômicas, relações com instituições, atores e espaços sociais rurais.

Nossa experiência nos últimos anos, trabalhando com depoimentos, nos permite concluir com Castro-Pérez (2000) que as explicações das pessoas sobre sua saúde ou sobre seu trabalho não são meras descrições das condições físicas (corpo) e materiais (renda, trabalho). A fala articula a situação do sujeito no mundo, e com isso cria e destrói mundos, apontando sempre novos lugares de onde o sujeito pode responder aos demais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAETJER, A. M. Water deprivation and food restriction on toxicity of parathion and paraoxon. *Archives of Environmental Health*, 38: 168-171, 1983.

BAILLIE, L.; BASSETT-SMITH, J. & BROUGHTON, S. Using communicative action in the primary prevention of cancer. *Health Education Behaviour*, 27: 442-453, 2000.

CALAZANS, M. J. C; CASTRO, L. F. M. & SILVA, H. R. S. Questões e contradições da educação rural no Brasil. In: WERTHEIN, J. & BORDENAVE, J. D. E. (Orgs.) *Educação Rural no Terceiro Mundo: experiências e novas alternativas.* 2.ed. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 1981.

CASTRO PÉREZ, R. *La Vida en la Adversidad: el significado de la salud y la reproducción en la pobreza*. Cuernavaca: Unam/Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, 2000.

FREIRE, P. *Comunicação ou Extensão?* 10.ed. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 1992.

FREIRE, P. *Educação e Mudança.* 21.ed. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 1997.

GOODE, J. et al. Changing the nation's diet: a study of responses to current nutritional messages. *Health Education Journal*, 55: 285, 1996.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). *Tendências Demográficas – Tabela 23*. Disponível em: http://www.ibge.gov.br, 2003.

KAGAN, Y. S. *Principles of Pesticide Toxicology*. Moscow: USSR Comission for UNEP, Centre of International Projects (GNKT), 1985.

KALOYANOVA, F. Interactions of pesticides. In: WHO/ROE (Eds.) *Health Effects of Combined Exposures to Chemicals in Work and Community Environments*. Copenhagen: WHO, 1983.

KEARNEY, P. C. Nitrosamines and pesticides: a especial report on the occurence of nitrosamines as terminal residues resulting from agricultural use of certains pesticides. *Pure and Applied Chemistry*, 53: 499-526, 1980.

LA DOU, J. The export of environmental responsability. *Archives of Environmental Health*, 49(1): 6-8, 1994.

MINAYO, M. C. S. *O Desafio do Conhecimento: pesquisa qualitativa em saúde*. São Paulo/Rio de Janeiro: Hucitec/Abrasco, 1996.

MOREIRA, J. C. et al. Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo/RJ. *Ciência e Saúde Coletiva*, 7(2): 299-311, 2002.

NEILL, J. R. A social history of psychotropic drug advertisements. *Social Sciences in Medicine*, 28(4): 333-338, 1989.

PERES, F. *É Veneno ou é Remédio? os desafios da comunicação rural sobre agrotóxicos*, 1999. Dissertação de mestrado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz.

PERES F, et al. Comunicação relacionada ao uso de agrotóxicos em uma região agrícola do estado do Rio de Janeiro. *Revista de Saúde Pública*, 35(6): 564-570, 2001.

PIMENTA, L. F. M. *Por uma nova Educação Rural voltada ao Desenvolvimento Regional Sustentável*. Disponível em: http://www.cndrs.org.br/documentos_forum/2002/07/nova_edcucacao_rural.doc, 2002.

PIMENTEL, D. Environmental and social costs of pesticides: a preliminary assessment. *Oikos*, 34: 126-140, 1980.

ROZEMBERG, B. Representação social de eventos somáticos ligados à esquistossomose. *Cadernos de Saúde Pública*, 10(1): 30-46, 1994a.

ROZEMBERG, B. O consumo de calmantes e o problema de nervos entre lavradores. *Revista de Saúde Pública*, 28(4): 300-308, 1994b.

ROZEMBERG, B. *A Intransparência da Comunicação: crítica teórico-metodológica sobre a interação entre o saber e as práticas médicas e a experiência de populações de áreas endêmicas de esquistossomose*, 1995. Tese de doutorado. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz.

ROZEMBERG, B. Debates sobre el articulo de Briceño-León: siete tesis sobre la educación sanitaria para la participación comunitária. *Cadernos de Saúde Pública*, 12(1): 7-30, 1996.

ROZEMBERG, B. Saneamento rural em áreas endêmicas de esquistossomose: experiência e aprendizagem. *Ciência e Saúde Coletiva*, 3(2): 125-141, 1998.

ROZEMBERG, B.; PENNA-SILVA, A. P & VASCONCELLO-SILVA, P. R. Impressos hospitalares e a dinâmica de construção de seus sentidos: o ponto de vista dos profissionais de saúde. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(6): 1685-1694, 2002.

UCHÔA, E.; ROZEMBERG, B. & PORTO, M. F. S. Entre a fragmentação e a integração: saúde e qualidade de vida de grupos populacionais específicos. *Série de Eventos Científicos Fundação Oswaldo Cruz*, 2: 15-26, 2000.

UGALDE, A. Ideological dimensions of community participation in Latin America health programs. *Social Sciences and Medicine*, 21(1): 41-53, 1985.

WERTHEIN, J & BORDENAVE, J. E. D. Introdução. In: WERTHEIN, J. & BORDENAVE, J. D. E. (Orgs.) *Educação Rural no Terceiro Mundo: experiências e novas alternativas*. 2.ed. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 1981.

WHO (World Health Organization). *Public Health Impact of Pesticides Used in Agriculture*. Genebra: WHO, 1990.

Formato: 16 x 23 cm
Tipologia: GeoSlab e Casablanca
Papel: Pólen bold 70g/m^2(miolo)
Cartão supremo 250g/m^2 (capa)
Fotolitos: Laser vegetal (miolo)
Engenho & Arte Editoração Gráfica Ltda. (capa)
Impressão e acabamento: Millennium Print Comunicação Visual Ltda.
Rio de Janeiro, outubro de 2003.

Não encontrando nossos títulos em livrarias,
contactar a EDITORA FIOCRUZ:
Av. Brasil, 4036 – 1º andar – sala 112 Manguinhos
21040-361 – Rio de Janeiro – RJ.
Tel.: (21) 3882-9039 e 3882-9041
Telefax: (21) 3882-9006
http://www.fiocruz.br/editora
E-mail: editora@fiocruz.br